

Desafíos de la ordenación de los recursos genéticos silvícolas para contribuir a la subsistencia

ejemplos de
Argentina y Brasil

Barbara Vinceti, Weber Amaral y Brien Meilleur

El Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos (IPGRI) es una organización científica internacional independiente cuya finalidad es promover la conservación y uso de la diversidad fitogenética para el bienestar de las generaciones presentes y futuras. Es uno de los 15 Centros de Cosecha Futura apoyados por el Grupo Consultivo para la Investigación Agrícola Internacional (CGIAI), una asociación de organismos públicos y privados que apoya los esfuerzos de la ciencia de avanzada destinados a reducir el hambre y la pobreza, mejorar la salud y nutrición humanas y proteger el medio ambiente. El IPGRI tiene su sede central en Maccaresse, cerca de Roma, Italia, con oficinas en más de 20 países en todo el mundo. El Instituto opera a través de tres programas: (i) el Programa de Recursos Fitogenéticos, (ii) el Programa de Apoyo a los Recursos Genéticos del CGIAI y (iii) la Red Internacional para el Mejoramiento del Banano y el Plátano (INIBAP).

El status internacional del IPGRI fue establecido por un Acuerdo de Constitución que en enero de 2003 había sido suscrito por los gobiernos de Argelia, Australia, Bélgica, Benin, Bolivia, Brasil, Burkina Faso, Camerún, Chile, China, Congo, Costa Rica, Costa de Marfil, Chipre, República Checa, Dinamarca, Ecuador, Egipto, Grecia, Guinea, Hungría, India, Indonesia, Irán, Israel, Italia, Jordania, Kenya, Malasia, Mauritania, Marruecos, Noruega, Pakistán, Panamá, Perú, Polonia, Portugal, Rumania, Rusia, Senegal, Eslovaquia, Sudán, Suiza, Siria, Túnez, Turquía, Uganda y Ucrania.

Para sus investigaciones el IPGRI cuenta con el apoyo financiero de más de 150 donantes que incluyen gobiernos, fundaciones privadas y organizaciones internacionales. Para mayores detalles acerca de los donantes y las actividades de investigación, consultar los Informes Anuales del IPGRI disponibles a pedido en forma impresa en la dirección ipgri-publications@cgiar.org o en el sitio Web del IPGRI (www.ipgri.cgiar.org).

Las denominaciones geográficas empleadas y la presentación del material de esta publicación no implican la expresión de ningún tipo de opinión de parte del IPGRI o del CGIAI relativa a la condición legal de ningún país, territorio, ciudad o zona o de sus autoridades o a la delimitación de sus fronteras o límites. De igual modo, las opiniones expresadas son las de los autores y no reflejan necesariamente las opiniones de esas organizaciones.

La mención de una marca comercial no representa un aval del producto, y se da solo a título de información.

Mención:

Vinceti, B., W. Amaral y B. Meilleur. 2004. Desafíos de la ordenación de los recursos genéticos silvícolas para contribuir a la subsistencia: ejemplos de Argentina y Brasil. Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos, Roma, Italia.

ISBN 92-9043-667-0

IPGRI
Via dei Tre Denari 472/a
00057 Maccaresse
Roma, Italia

© Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos, 2004

Al Dr. Abdou Salam Ouédraogo (1957-2000)

Este libro está dedicado a la querida memoria de nuestro extinto colega el Dr. Abdou Salam Ouédraogo (1957-2000), fallecido en el desastre aéreo de Kenya Airways la noche del domingo 30 de enero de 2000.

Ciudadano de Burkina Faso, Abdou fue muy conocido en toda África y en la comunidad científica como un distinguido hombre de ciencia y líder en su campo. En 1995 se le otorgó un doctorado en biología de la conservación por la Universidad de Wageningen, Países Bajos. Fue director fundador del Centro de Semillas Forestales de Ouagadougou y coordinador del programa regional de recursos genéticos silvícolas de la Organización para la Agricultura y la Alimentación/Comité Interestatal Permanente de Lucha contra la Sequía en el Sahel (FAO/CILSS). Durante su carrera trágicamente interrumpida fue miembro activo de numerosos cuadros y comités de organizaciones internacionales. Prestó servicios como miembro del Cuadro de Expertos de la FAO sobre recursos genéticos silvícolas en representación de África. Formó parte del Cuadro de Expertos de la Organización Internacional de la Madera Tropical (OIMT) que asesora sobre recursos genéticos silvícolas, y fue también miembro de los comités de programación del Centro Mundial de Agrosilvicultura (ICRAF) y del departamento silvícola del Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (CIRAD-Forêt). Desempeñó tareas de conducción en organismos clave para la conservación en calidad de jefe de delegación del Grupo de Investigación sobre Biodiversidad (por África) de la Unión Internacional de Organizaciones de Investigación Forestal (IUFRO) y como presidente del Grupo de Especialistas de Especies Arbóreas Africanas de la Comisión de Supervivencia de Especies que integra la Unión Mundial para la Conservación (UICN). Fue miembro de cuadros externos de examen de organizaciones silvícolas internacionales clave como el Centro de Semillas Silvícolas de la Agencia Danesa para el Desarrollo Internacional (DANIDA) en 1996, y del IUFRO y CIRAD-Forêt (ambos en 1999).

Abdou ingresó en el Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos (IPGRI) en 1993 como Científico Superior en Recursos Genéticos Silvícolas, y condujo el proyecto mundial del IPGRI sobre recursos genéticos silvícolas. Estos años de experiencia directa le dieron una comprensión exhaustiva de las complejas realidades y necesidades del mundo en desarrollo en materia de recursos fitogenéticos, en especial los del África subsahariana. Fue en cumplimiento de esta tarea que junto con otros científicos concibieron el proyecto de 'Conservación, ordenación y uso sostenible de los recursos genéticos silvícolas de Brasil y Argentina' que se presenta en este libro. Adquirió también un excelente conocimiento del *modus operandi* de las organizaciones internacionales, entre ellos los centros del Grupo Consultivo para la Investigación Agrícola Internacional (CGIAI), FAO, IUFRO, CIRAD-Forêt y DANIDA, además de su experiencia en conducción y administración. En octubre de 1999 fue ascendido al cargo de Director Regional para el África Subsahariana con sede en la oficina del IPGRI en Nairobi, Kenya. Durante el breve período en que ocupó dicho cargo demostró una visión única, liderazgo, una comprometida personalidad y su buen humor.

Lo recordaremos en particular por su gran habilidad para trabajar con los demás e instilarles el espíritu de equipo, y por su vitalidad y actitud positiva respecto de la vida incluso cuando afrontaba enormes desafíos. Fue un individuo único, amado por todos los que lo conocieron. Su vida fue una continua búsqueda por hacer del mundo un lugar mejor.

Agradecimientos

El Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo de Alemania (Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung - BMZ), a través de la Cooperación Técnica de Alemania (Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit - GTZ) proveyeron generosamente los fondos y el apoyo técnico para las actividades de investigación presentadas en este libro, e hicieron posible su publicación.

El Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos (IPGRI) reconoce agradecido a los expertos que tanto contribuyeron a la investigación de campo y que prepararon los 13 capítulos del libro. También queremos expresar nuestro aprecio a los coordinadores del proyecto Dr. Leonardo Gallo (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria [INTA], Argentina), Prof. Paulo Kageyama (Escola Superior de Agricultura 'Luiz de Queiroz', Universidade de São Paulo, Brasil [ESALQ-USP]) y Dr. Antonio Higa (Universidade Federal do Paraná [UFPR], Brasil) y a los participantes del proyecto que guiaron las fases iniciales del mismo, en especial el Prof. Dr. Hermann Ellenberg (Federal Research Centre for Forestry and Forest Products [BFH], Institute of World Forestry, Alemania), Prof. Dr. Richard Stephan (BFH, Institute for Forest Genetics and Forest Tree Breeding, Alemania), y al Dr. Rudi A. Seitz (UFPR, Brasil).

El IPGRI quiere agradecer en particular a los habitantes de las comunidades locales y organizaciones que participaron en el proyecto, y en especial a las comunidades indígenas mapuches de la provincia de Neuquén (Patagonia septentrional, Argentina), el Consejo de Terrajadores de Caucho de Río Branco (Acre, Brasil), el Movimiento de los Sin Tierra de Pontal (São Paulo, Brasil) y la Comunidad de Antônio en Iraty (Paraná, Brasil).

Deseo también expresar mi gratitud personal a los expertos que añadieron tanto a los debates científicos en los diversos talleres del proyecto, y a los miembros del personal del IPGRI que desarrollaron la propuesta de investigación. Un agradecimiento especial va al desaparecido Dr. Abdou Salam Ouédraogo (Científico Superior, Recursos Genéticos Silvícolas), al Dr. Leonardo Petri (Ayudante Científico de Recursos Genéticos Silvícolas apoyado por el Ministerio de Relaciones Exteriores de Italia), a Jean Marc Boffa (consultor sobre Recursos Genéticos Silvícolas del IPGRI, apoyado por el Ministerio Holandés de Relaciones Exteriores) y a los demás científicos del IPGRI que aportaron valiosas ideas y tiempo a la realización del proyecto, en especial al Dr. Jan Engels (Director del Grupo de Recursos Genéticos, Ciencia y Tecnología), Dr. Pablo Eyzaguirre (Científico Superior, Antropología y Aspectos Socioeconómicos), Paulo van Breugel (Experto Ayudante, Recursos Genéticos Silvícolas) y Walter de Boef (Consultor ETC del IPGRI) que viabilizó la mayor parte de las reuniones del proyecto, desde el comienzo mismo de la iniciativa.

Por último un agradecimiento especial a Barbara Vinceti (Ayudante Científica, Recursos Genéticos Silvícolas, apoyada por el Ministerio de Relaciones Exteriores de Italia), Brien Meilleur (Unité mixte de recherche 5145: Eco-anthropologie et ethnobiologie, CNRS-París) y Michelle Grayson de Green Ink por su trabajo editorial, a Patrizia Tazza por el diseño gráfico y a Paul Philpot de Green Ink por el diseño y la compaginación.

Weber Amaral

(Coordinador Mundial del Programa de Recursos Genéticos Silvícolas del IPGRI)

Prefacio

Pese a que “en todo el mundo la ejecución de una ordenación sostenible de los bosques ha progresado de manera firme y alentadora” (FAO 2003)¹, la preocupación mundial por el destino de los bosques tropicales sigue aumentando. “El cambio neto anual calculado en las zonas boscosas en todo el mundo desde 1990 a 2000 fue de -9,4 millones de ha (esta cifra representa la diferencia entre la tasa anual de deforestación calculada de 14,6 millones de ha y la tasa anual de aumento de la superficie silvícola calculada de 5,2 millones de ha)” (FAO 2001)². En los años venideros el crecimiento de la población combinado con el creciente consumo per cápita seguirá produciendo una expansión de la agricultura hacia nuevas tierras, en su mayor parte a expensas de la deforestación. Resultados preliminares de un estudio de la Organización para la Agricultura y la Alimentación (FAO) indican que la tierra agrícola se expande en alrededor del 70% de los países, y en las dos terceras partes de esos países las zonas boscosas están disminuyendo (FAO 2003)¹.

Un gran número de especies de los hábitats que están desapareciendo con rapidez requieren medidas de conservación. Sin embargo, nuestro limitado conocimiento de las repercusiones de la deforestación, la explotación no controlada y otras amenazas sobre la diversidad genética de los bosques tropicales es un problema que disminuye la capacidad de las instituciones regionales, nacionales e internacionales para planificar y llevar a cabo actividades apropiadas. Se presentan numerosos e importantes desafíos al desarrollo de estrategias para la conservación y uso sostenible de los ecosistemas silvícolas y sus especies arbóreas. Entre ellos, las dificultades para establecer prioridades de intervención, trasladar los resultados de las investigaciones de las dimensiones locales a escalas más grandes, e incorporar estos resultados en planes regionales de acción; generar mejores prácticas de ordenación de ecosistemas y especies sobre la base de trabajos que se limitan a especies modelo; estimular una toma de conciencia en los programas nacionales que asegure que las recomendaciones y directrices para la conservación y uso sostenible de los bosques entren a formar parte de políticas y prácticas, y —aspecto de la mayor importancia— comprometer a las comunidades locales en las actividades de conservación, asegurando que puedan beneficiarse directamente de la ordenación y uso sostenible de los recursos silvícolas.

Es importante notar que en los programas de conservación realizados en el pasado estableciendo zonas protegidas, reservas y parques nacionales, no se ha prestado suficiente atención a la distribución de las especies y a su variación genética infraespecífica, siendo ambos temas capitales para asegurar el mantenimiento de la capacidad de adaptación y el potencial de producción para satisfacer las necesidades actuales y futuras. Por lo tanto se necesitan investigaciones a nivel de ecosistemas, especies e infraespecies que apoyen el desarrollo de estrategias complementarias de conservación y políticas eficaces que concilien las necesidades e intereses de las comunidades locales y de los gobiernos.

El Convenio sobre Diversidad Biológica crea un marco mundial para la protección de los ecosistemas silvícolas y sus especies arbóreas. Se insta a los países que han ratificado el Convenio para que evalúen y vigilen sus recursos biológicos y desarrollen estrategias eficaces para conservarlos. Estas estrategias y métodos de conservación y uso sostenible de los árboles de los bosques tropicales posibilitarán que los ecosistemas silvícolas contribuyan de manera significativa a la subsistencia de las comunidades locales y a las economías nacionales, al mismo tiempo que aseguran la diversidad genética futura de determinadas especies.

En el debate entre los organismos alemanes y el Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos (IPGRI) durante un taller de 1995 sobre “Conservación *in situ* de recursos fitogenéticos para la alimentación y la agricultura en los países en desarrollo” se llegó a la

¹ FAO, 2003. Estado de los bosques del mundo, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italia.

² FAO, 2001. Estado de los bosques del mundo, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italia

conclusión de que los esfuerzos vinculados con la conservación, la ordenación genética y el uso sostenible de los recursos genéticos silvícolas deberían recibir alta prioridad. Por ello, en estrecha colaboración con dos institutos alemanes de investigación silvícola y organismos especializados de Brasil y Argentina, el IPGRI inició el procedimiento de consultas cuyo resultado final fue que el Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo de Alemania (BMZ) financiara el proyecto titulado "Conservación, ordenación y uso sostenible de los recursos genéticos silvícolas relativos a Brasil y Argentina".

Este libro presenta las actividades del proyecto emprendido en un marco que integraba aspectos socioeconómicos, políticos, de genética de poblaciones y ecológicos de cuatro ecosistemas silvícolas diferentes distribuidos en América del Sur, con un método de investigación participativo y multidisciplinario. La ejecución del proyecto fue una ocasión de verdadero aprendizaje para todas las partes involucradas. De ella surgieron problemas inesperados, retardos imprevistos, dificultades de comunicación y desafíos para la coordinación y ejecución que convirtieron el proyecto en una experiencia pionera.

En vista de lo expuesto, todos nosotros consideramos importante compartir con una comunidad mayor las experiencias de los participantes en el proyecto, a fin de que otras personas puedan aprender de los errores que cometimos y aprovechar los resultados positivos. Desearía por lo tanto resumir un par de experiencias clave de aprendizaje cuyos detalles se encuentran en los capítulos siguientes de esta publicación. De primera y principal importancia resulta el haber involucrado a las partes interesadas clave como socios en paridad, desde los estadios iniciales de la planificación del proyecto hasta la interpretación de los resultados. Sentimos que no podíamos transigir en esto y que la propuesta del proyecto debía reflejarlo adecuadamente en las actividades y en el presupuesto correspondientes a esta fase crítica. Un segundo punto relacionado con el anterior fue la necesidad de otorgar suficiente tiempo a los miembros de la investigación para que comprometieran a las comunidades rurales interesadas en la realización de las actividades que éstas habían aceptado emprender. Esto requirió flexibilidad en la ejecución del proyecto, en ocasiones más de lo que permitían los procedimientos corrientes. En tercer lugar, puesto que el método debía ser realmente "de abajo hacia arriba" a fin de fomentar y asegurar el necesario compromiso y la participación real de todos los interesados, fue necesario facilitar esta participación esencial mediante arreglos presupuestarios adecuados. No es suficiente suponer que los interesados tienen la posibilidad de participar "por sus propios medios".

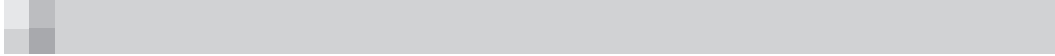
En nombre del IPGRI quiero aprovechar esta oportunidad para expresar mi más cordial agradecimiento a los estudiosos brasileños y argentinos, a las instituciones y comunidades locales y a las ONG que contribuyeron de tantas maneras diferentes a este proyecto; a los investigadores de Alemania por su asociación; a BMZ como donante, y a la Cooperación Técnica de Alemania (GTZ) como organismo de ejecución. La paciencia y comprensión de todos ellos para con las demoras y cambios necesarios para que este proyecto resultara fructífero han sido enormemente apreciadas. También deseo agradecer a los colegas del IPGRI que dedicaron tanto tiempo y esfuerzo para coordinar la ejecución de este proyecto. Y por último a mi amigo y colega Abdou Salam Quédrago, quien por desgracia no puede presenciar cuan significativamente "su" proyecto ha contribuido a nuestra finalidad común de conservar y utilizar los menguantes recursos genéticos silvícolas de este mundo, le expreso mi más sincera gratitud. Espero que esta publicación contribuya ulteriormente a ese anhelo.

Jan Engels

Director del Grupo de Ciencia y Tecnología de Recursos Genéticos, IPGRI, Roma, Italia
Roma, diciembre de 2004

Contenido

Introducción	1
Parte 1. Temas relativos a la diversidad genética silvícola	
1. Amenazas a los ecosistemas silvícolas y desafíos para la conservación y uso sostenible de los recursos genéticos silvícolas <i>D. Boshier y W. Amaral</i>	7
2. Desafíos y oportunidades de ordenación de bosques comunales en América del Sur <i>D. Pacheco, K. Andersson y M. Hoskins</i>	33
3. Extracción de productos silvícolas no madereros <i>P. Vantomme</i>	57
4. Elaboración de modelos de procesos biológicos: desde los genes hasta los ecosistemas <i>B. Degen, A. Jarvis y B. Vinceti</i>	79
Parte 2. Estudios de caso del Proyecto de Investigación del IPGRI	
5. Introducción al papel y <i>modus operandi</i> del IPGRI, con referencia especial al proyecto BMZ <i>B. Vinceti y L. Pietri</i>	103
6. Los recursos genéticos silvícolas de <i>Araucaria araucana</i> en Argentina <i>L. Gallo, F. Izquierdo, L.J. Sanguinetti, A. Pinna, G. Siffredi, J. Ayesa, C. Lopez, A. Pelliza, N. Strizler, M. Gonzales Peñalba, L. Maresca y L. Chauchard</i>	115
7. Conservación, ordenación y uso sostenible de los recursos genéticos de <i>Araucaria angustifolia</i> en Brasil <i>J.V.M. Bittencourt, A.R. Higa, M.C. Mazza, P.M. Ruas, C.F. Ruas, M. Caccavariand y H. Fassola</i>	145
8. Aspectos genéticos y ecológicos del aprovechamiento de productos silvícolas no madereros en dos colonias del Amazonas occidental <i>P. Kageyama, D. Caron, F. Gandara, K. Martins, L.H. de Oliveira Wadt, C.M.B. de Lacerda, N. Terezinha Boufleuer, L. Arruda Ribas, A.M. Moreno y E.M. Ferraz</i>	163
9. Conservación de fragmentos silvícolas de Mata Atlântica en el Estado de São Paulo, Brasil <i>P. Kageyama, D. Caron, F. Gandara y J. Dagoberto do Santos</i>	181
10. Estudio de caso para elaborar un modelo: opciones de ordenación de los RGS en ecosistemas de <i>Araucaria araucana</i> <i>L. Gallo, F. Letourneau y B. Vinceti</i>	201
11. La heterogeneidad ambiental da forma a la diversidad genética de los ecosistemas silvícolas de <i>Araucaria araucana</i> en Argentina a través del flujo de genes <i>S. Yeaman y A. Jarvis</i>	227
Parte 3. Lecciones aprendidas y aplicabilidad de los resultados de la investigación	
12. El método participativo de investigación de los RGS en el marco del proyecto financiado por BMZ <i>P. van Breugel, W. de Boef, B. Vinceti y J. Engels</i>	237
13. Implicaciones prácticas de los resultados obtenidos en los estudios de genética silvícola <i>B. Vinceti, P. van Breugel y W. Amaral</i>	263
Notas finales	289



Introducción

La tierra es un recurso valioso pero limitado. De allí la gran presión que existe por cambiar el modo en que se la utiliza, presión que conduce a sostenidas pérdidas y al aislamiento siempre mayor de los hábitats restantes en todo el mundo. El reconocimiento de la urgencia y la magnitud de las pérdidas silvícolas ha generado un creciente número de estudios sobre la conservación y uso sostenible de los bosques. La mayoría de los planificadores de recursos naturales reconocen que la diversidad genética y sus procesos fundamentales son componentes esenciales de la estabilidad, adaptabilidad y conservación de los ecosistemas y las especies, pero en la planificación de la ordenación y en la toma de decisiones raramente se toman medidas explícitas para conservar la diversidad genética.

La conservación de la diversidad genética es esencial por muchas razones, entre ellas la adaptación de las poblaciones a los cambios ambientales, los riesgos a corto plazo de la viabilidad de semillas y poblaciones debidos a la reducción por endogamia y la necesidad de mantener los recursos genéticos para posibles usos futuros. Por lo tanto los objetivos de la conservación de la diversidad genética deben incluir el mantenimiento de la variación que afecta al buen estado de los ejemplares, posibilita su adaptación a los cambios ambientales futuros y permite que tengan lugar procesos genéticos corrientes como el flujo de genes y la selección natural, a la vez que se reduce al mínimo la deriva genética (Namkoong 1993)¹.

Debido a la generalización de los procesos de deforestación, la fragmentación del medio natural, la simplificación de los ecosistemas y la consiguiente pérdida de especies, es urgente emprender la tarea de integrar las necesidades de la población humana con la conservación de los procesos esenciales de los ecosistemas. Algunas comunidades que viven en los bosques y/o sus márgenes (indígenas o no) aún dependen en gran medida de los recursos silvícolas para su subsistencia y la generación de ingresos. Sin embargo estas comunidades están siendo separadas en medida creciente de los recursos silvícolas, y sus estrategias económicas han perdido importancia para la conservación de éstos. Por lo tanto es necesario primero examinar el nexo entre los intereses de los usuarios de los recursos y los objetivos de conservación de la biodiversidad, y en segundo lugar analizar de qué manera las actuales pautas de uso afectan al mantenimiento a largo plazo de los recursos genéticos silvícolas (RGS).

Este libro presenta los resultados de investigación de estudios de caso que exploraron las relaciones entre las pautas actuales de uso de los bosques y sus efectos sobre los RGS de cuatro ecosistemas silvícolas.

El volumen se divide en tres secciones. Los capítulos de la primera sección se refieren a temas comunes a todos los estudios de caso del proyecto: las principales amenazas a los RGS, las relaciones entre las condiciones del bosque y la ordenación silvícola basada en la comunidad, la magnitud de la extracción de productos silvícolas no madereros (PSNM) y su importancia económica actual, y la elaboración de métodos que apoyen la ordenación de los bosques y en especial de los RGS.

Los siete capítulos de la segunda sección subrayan la estructura del proyecto financiado por el Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo de Alemania (BMZ) y los resultados generados por los cuatro sitios de investigación en los cuatro años de actividades del proyecto. Estos incluyen descripciones de las primeras reuniones con los interesados locales y los socios de la investigación, la identificación de las especies investigadas, debates sobre las metodologías adoptadas y el uso de los datos obtenidos a fin de elaborar modelos que reflejaran las relaciones entre los dinamismos sociales, la ordenación de los recursos naturales y los procesos genéticos silvícolas.

Hay dos capítulos en la tercera y última sección. El primero examina el grado de éxito que tuvo la adopción de un método participativo en la fase de investigación, y las

¹ Namkoong, G. 1993. A gene conservation plan for loblolly pine. Can. J. For. Res. 27:433-437

dificultades para lograr una conexión fructífera entre las disciplinas de investigación (socioeconómicas, de ecología de las especies, de biología reproductiva y de temas genéticos). También examina las lecciones prácticas aprendidas en el proyecto y expone consideraciones generales acerca de cómo lograr una mejor participación de los interesados y una investigación verdaderamente interdisciplinaria. El segundo capítulo de esta sección presenta ejemplos de aplicaciones prácticas de la investigación de los RGS a la ordenación de los recursos silvícolas.

El proyecto financiado por BMZ e ilustrado en este libro contiene elementos modulares de la investigación sobre RGS que se lleva a cabo en todo el mundo en el marco del programa del Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos (IPGRI). Este programa se orienta a la formulación de mejores prácticas de ordenación de los RGS que mantendrán simultáneamente la salud de los ecosistemas y mejorarán los medios de vida de las comunidades locales, a la vez que prestan marcada atención a las especies sobreexplotadas, amenazadas o que tienen papeles particularmente importantes en las economías locales. La difusión a través de esta publicación de los resultados de las investigaciones del proyecto financiado por BMZ es asimismo parte importante del programa de RGS del IPGRI destinado a acrecentar la conciencia acerca de la necesidad de conservar y usar de manera sostenible los RGS. De este modo unos ecosistemas estables, diversificados y saludables proveerán una amplia gama de productos y servicios tanto a los beneficiarios locales como a todo el mundo por muchos años en el futuro.

A continuación se describen brevemente los 13 capítulos del libro.

El **Capítulo 1** considera diversas repercusiones de intervenciones humanas sobre los RGS, incluidas las consecuencias biológicas de las principales amenazas a los ecosistemas silvícolas y las respectivas especies arbóreas. Una serie de ejemplos ilustra los efectos de diversos tipos de perturbaciones en la diversidad genética y el flujo de genes en especies con diferentes características y en el marco de diferentes ecosistemas. Se examinan criterios e indicadores para el seguimiento de la conservación de la diversidad genética, junto con numerosos modelos de métodos de conservación y utilización de los RGS. Luego el capítulo explora los problemas de la conservación y uso sostenible de los RGS prestando especial atención a la biología de las especies, el establecimiento de prioridades de conservación y la asignación de fondos.

El **Capítulo 2** analiza los principales factores que influyen en el éxito o fracaso de la ordenación comunitaria de los recursos silvícolas en una serie de diferentes contextos de América del Sur. Revisa y resume los resultados de una creciente bibliografía que trata este tema y luego los examina en el ámbito de tres estudios de caso de América del Sur. Se presenta un análisis descriptivo de los métodos del Instituto Internacional de Instituciones y Recursos Silvícolas (IFRI) para documentar las principales características de los bosques de América del Sur, a fin de destacar las oportunidades y desafíos que afrontan los grupos locales de usuarios de los bosques.

El **Capítulo 3** muestra porqué en muchas partes del mundo los PSNM son cruciales para los medios de vida. Este capítulo trata temas relacionados con la capacidad de los PSNM para generar ingresos tanto en el ámbito local como nacional y mundial. Examina de qué manera el uso y comercialización de los PSNM afectan la sostenibilidad en diferentes regímenes de extracción y estrategias de supervivencia, concentrándose en América del Sur y en especial en Brasil. Se destacan las dificultades para definir exactamente qué son los PSNM y para vigilar su utilización sostenible, haciéndose recomendaciones para investigaciones futuras.

El **Capítulo 4** muestra cómo pueden ayudarnos los modelos para entender los procesos biológicos y para identificar opciones de ordenación. Describe el creciente uso de modelos en el estudio y ordenación de ecosistemas silvícolas naturales, bosques plantados y bosques perturbados por el ser humano, y presenta una serie de aplicaciones (desde el pronóstico de crecimiento y rendimiento del bosque hasta la evaluación de los efectos de las perturbaciones naturales y las derivadas del hombre sobre los ecosistemas silvícolas). A continuación el capítulo examina en detalle numerosos modelos adoptados en los estudios de RGS para simular el dinamismo genético silvícola a fin de prever los efectos de las intervenciones humanas en los ecosistemas silvícolas.

El **Capítulo 5** introduce el tema de los RGS y su conservación en América del Sur. Presenta la estructura y objetivos del proyecto de conservación, ordenación y uso sostenible de RGS en Brasil y Argentina, emprendido bajo los auspicios del IPGRI y financiado por BMZ.

El **Capítulo 6** presenta el primer estudio de caso del proyecto financiado por BMZ, que investigó las amenazas a los recursos genéticos de *Araucaria araucana* en Argentina. Se examinaron los procesos genéticos en bosques de *A. araucana* afectados de diversas maneras por las actividades humanas en todo un gradiente ambiental, y luego se analizaron en relación con los dinanismos biológicos y las condiciones socioeconómicas. Se formularon sugerencias sobre el modo de incorporar en las directrices los resultados de las investigaciones para lograr una ordenación adecuada de los RGS de *A. araucana*.

El **Capítulo 7** evalúa el estado de conservación de otra especie de araucaria, *A. angustifolia*, en el Estado de Paraná, Brasil. Este proyecto financiado por BMZ investiga las repercusiones de las políticas de acceso y utilización de los RGS en el estado de conservación de bosques mixtos de *A. angustifolia*. Esta especie domina uno de los más importantes biomas naturales del sur y sudeste de Brasil, y ha sido sometida a una dramática sobreexplotación.

El **Capítulo 8** presenta un breve panorama general de la evolución del uso de las tierras y de los regímenes de tenencia en la Amazonia brasileña, ilustrado con ejemplos del Estado de Acre. Se evalúan las características genéticas y ecológicas de cuatro especies de PSNM en dos tipos de colonias rurales: los Proyectos de Colonización (Projetos de Assentamento o PA) y Proyectos de Colonización Extractiva (Projetos de Assentamento Extrativista o PAE). Estos dos tipos de colonias se caracterizan por diferentes regímenes de tenencia y utilización de la tierra, que se supone afectan de diversa manera a los recursos naturales. El capítulo examina los tipos de colonia y de qué manera fueron creadas, y formula luego recomendaciones para mejorar las prácticas de ordenación silvícola sobre la base de los resultados de la investigación.

El **Capítulo 9** describe la situación actual de los RGS de algunas especies escogidas en consulta con los interesados locales y ubicadas en fragmentos fuertemente degradados de bosque atlántico en el extremo ángulo oriental del Estado de São Paulo (Pontal), Brasil. Los resultados fundamentales y su interpretación están precedidos por una descripción de los acontecimientos que condujeron a la reducción del bosque en la región de Pontal, y a la degradación de lo que una vez fuera un bioma silvícola semideciduo altamente diversificado.

El **Capítulo 10** presenta los resultados de la aplicación de un modelo en uno de los sitios de investigación de bosques de *A. araucana* (pehuén o araucaria) en Argentina. El objetivo era comparar la conducta dinámica de los bosques de araucaria sujetos a diferentes regímenes de uso y en última instancia identificar los factores que influyen en los procesos genéticos de los ecosistemas silvícolas. El modelo se aplicó a fin de simular, evaluar y hacer el seguimiento de unos niveles de uso de los RGS sostenibles tanto para la ordenación como para la conservación.

El **Capítulo 11** presenta los resultados de otros modelos de RGS aplicados a los vulnerables ecosistemas silvícolas de *A. araucana* de Argentina, modelos que buscaban determinar cómo se distribuía la diversidad genética de todas las variedades de la especie en el ámbito de ese país. Se aplicó la teoría de clinales al análisis de un paisaje bidimensional de pautas de presiones de selección, flujo de genes y distribución de la especie para determinar cuáles son las zonas de alta diversidad genética en las variedades de *A. araucana*. El estudio ha sido un prometedor primer paso en el desarrollo de herramientas de predicción útiles para la conservación genética de *A. araucana* y de otras especies, así como una forma novedosa de evaluar los procesos evolutivos en el espacio.

El **Capítulo 12** evalúa los rendimientos del método participativo aplicado al proyecto financiado por BMZ en una variedad de contextos sociales y ambientales de Brasil y Argentina. Se empleó un marco analítico para evaluar el grado de desarrollo de la asociación entre los investigadores y la población local en cuanto a la ordenación de los recursos silvícolas y las políticas de desarrollo. En la última parte del capítulo se subrayan las lecciones que surgen del proyecto financiado por BMZ, destacando tanto la necesidad

de reforzar la capacitación de los investigadores cuanto de prever plazos mayores para que la investigación participativa se base en asociaciones eficaces.

El **Capítulo 13** ilustra las implicaciones prácticas de las investigaciones sobre RGS al tratar temas de ordenación silvícola. Del recientemente concluido proyecto de investigación financiado por BMZ en América del Sur y de otros estudios emprendidos por el IPGRI en colaboración con institutos y centros nacionales de investigación de otros países en desarrollo surge una colección de estudios de caso que ponen de relieve las dificultades halladas al tratar de trasladar a mayor escala los resultados de las investigaciones, extrapolar mejores prácticas a partir de investigaciones que se limitan a especies modelo, o encontrar ambientes sociopolíticos bien dispuestos y capaces de adoptar las soluciones propuestas.



Parte 1

Temas relativos a la diversidad genética silvícola

**Amenazas a los ecosistemas
silvícolas y desafíos para la
conservación y uso sostenible de los
recursos genéticos silvícolas**

**Desafíos y oportunidades de
ordenación de bosques comunales
en América del Sur**

**Extracción de productos silvícolas
no madereros**

**Elaboración de modelos de procesos
biológicos: desde los genes hasta
los ecosistemas**



Capítulo 1

Amenazas a los ecosistemas silvícolas y desafíos para la conservación y uso sostenible de los recursos genéticos silvícolas

D. Boshier¹ y W. Amaral²

¹ Oxford Forestry Institute, Department of Plant Sciences, Oxford, R.U.

² Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos (IPGRI), Roma, Italia.

1. Introducción

Por su propia naturaleza la biodiversidad es compleja y multifacética (puesto que se relaciona con los ecosistemas, hábitats, especies, poblaciones y genes). La mayoría de los planificadores de recursos naturales reconoce que la diversidad genética y sus procesos inherentes son componentes esenciales de la estabilidad, adaptabilidad y conservación de ecosistemas y especies, pero en la planificación y toma de decisiones de ordenación rara vez se adoptan medidas explícitas para conservarla. Como muchos aspectos de la diversidad genética no son perceptibles directamente, es fácil pasar por alto su importancia. También la limitación de los recursos puede hacer que se ignore u otorgue menos consideración a la información genética para la conservación y las estrategias de ordenación. De hecho, sigue siendo mucho más frecuente que las decisiones sobre conservación respondan a criterios ecológicos, sociales o económicos, solos o combinados entre sí. Si se pretende lograr metas bien concebidas de ordenación de los recursos y mantener a largo plazo la adaptabilidad evolutiva de especies y ecosistemas, los dasónomos, conservacionistas y genetistas deberán fijar las condiciones para que las consideraciones genéticas se conviertan en elementos integrales de la información preparada para establecer la conservación práctica de las especies y la ordenación de las zonas protegidas.

La conservación de la diversidad genética es esencial por numerosas razones. Entre ellas, la adaptación de las poblaciones a los cambios ambientales, los riesgos a corto plazo de la viabilidad de semillas y poblaciones debidos a la caída por endogamia y la necesidad de mantener la diversidad genética para posibles usos futuros. Por lo tanto entre los objetivos de conservación de la diversidad genética se debe incluir el mantenimiento de la variación que afecta al buen estado de los ejemplares, posibilita su adaptación a los cambios ambientales futuros y permite que tengan lugar procesos genéticos corrientes como el flujo de genes y la selección natural, a la vez que reduce al mínimo la deriva genética (Namkoong 1993). Por sus rasgos históricos vitales característicos tales como longevidad, alcance tardío de la madurez reproductiva, mayor posibilidad de acumular mutaciones (Williams y Savolainen 1996) y su diversidad de sistemas de cruzamiento y dispersión, la conservación genética de los árboles silvícolas plantea muchos retos. Por ejemplo los ciclos de vida largos producen el asolapado de las generaciones, que a su vez reduce el tamaño de la población efectiva y en consecuencia implica la necesidad de una mayor superficie mínima para conservarla. Por lo general, los árboles tienen asimismo una pesada carga genética de alelos recesivos deletéreos (Williams y Savolainen 1996) de modo que la endogamia y en particular la autopolinización pueden disminuir la fertilidad y provocar una regeneración más escasa, tasas de crecimiento más lentas, limitada tolerancia al medio ambiente y creciente susceptibilidad a plagas y enfermedades (Sim

1984; Griffin 1990). La necesidad de reducir la posible repercusión de la endogamia manteniendo la diversidad genética de los árboles resulta patente, y de hecho puede ser crítica para las colecciones de semillas utilizadas en los programas de mejoramiento de árboles o para la conservación *ex situ*.

En este capítulo se consideran diversas repercusiones que las perturbaciones humanas producen en los recursos genéticos silvícolas (RGS) y se examinan las consecuencias biológicas de las principales amenazas a los ecosistemas silvícolas y a las relativas especies arbóreas. Una serie de ejemplos ilustran los efectos de diversos tipos de perturbaciones en la diversidad genética y el flujo de genes de especies con características diferentes y en diversos ecosistemas. Se revisan criterios e indicadores empleados para vigilar la conservación de la diversidad genética junto con modelos de métodos de uso y conservación de los RGS. El capítulo explora asimismo los desafíos a la conservación y uso sostenible de los RGS privilegiando como punto de vista la biología de las especies, el establecimiento de prioridades de conservación y la asignación de recursos.

2. ¿Cuáles son las repercusiones genéticas de las actividades humanas en los árboles?

Las actividades humanas afectan a los RGS de diversas maneras. Algunas de las actividades que se considerarán son la conversión de bosques en tierras agrícolas y para otros usos, la fragmentación de los bosques, el aprovechamiento maderero, el uso de los RGS en programas de mejoramiento o domesticación, y la reforestación. Se puede suponer que todas estas actividades influyen en mayor o menor grado en la diversidad genética de los árboles. Por ejemplo la deforestación puede provocar pérdidas de diversidad genética, embotellamientos genéticos, mayor diferenciación entre las poblaciones y aislamiento genético. La fragmentación de los ecosistemas puede alterar las pautas de circulación del polen, produciendo caídas por endogamia o por cruzamiento lejano y un mediocre comportamiento de las semillas en los programas de plantación o de restauración del hábitat. Las características de la perturbación pueden también alterar los ambientes locales, cambiando así las presiones de selección de las poblaciones remanentes. Si se usan para la reforestación especies no nativas o proveniencias externas de especies nativas, se puede producir una hibridación con plantas nativas generando contaminación genética o incluso la eliminación de especies o poblaciones nativas. El aprovechamiento maderero y su respectivo régimen de ordenación puede producir una selección disgénica, mientras que la cosecha excesiva de frutos puede restringir la regeneración (véase el Capítulo 6, *Araucaria araucana*). La contaminación ambiental y el cambio del clima son perturbaciones más sutiles que no obstante afectarán profundamente la adaptación de las poblaciones arbóreas (ver Schmidting 1994; Mátyás 1996; Geburek 2000). Comprender la influencia de las intervenciones humanas en la ecología de las poblaciones arbóreas y la relevancia de estos cambios en la conservación de la diversidad genética y de qué manera se las afronta con las estrategias actuales de conservación, son consideraciones importantes para la ordenación sostenible de los RGS.

2.1 Deforestación y fragmentación

Desde los tiempos en que el ser humano hizo su transición desde la caza y recolección hacia la agricultura, los cambios en el uso de la tierra se han traducido en una firme pérdida de hábitat natural y un creciente aislamiento de los hábitats naturales que quedan en el mundo (Henle et al. 2004). Debido a la actual difusión mundial de la fragmentación de los hábitats es necesario integrar con urgencia la conservación de los procesos esenciales de los ecosistemas con las necesidades de la población humana (Henle et al. 2004). Sin embargo, para que la integración tenga éxito se requiere en primer lugar estudiar numerosos temas de investigación y ordenación. Esto exige el desarrollo de herramientas que sirvan para cuantificar el riesgo y predecir la sensibilidad de las especies a la fragmentación, junto con el desarrollo continuo de teorías y métodos para recomponer los paisajes fragmentados (Melbourne et al. 2004).

La fragmentación de los ecosistemas naturales puede tener consecuencias obvias como la eliminación de las especies, pero también producir efectos menos inmediatos en la viabilidad de las especies a largo plazo a causa de la modificación de los procesos ecológicos y genéticos entre y dentro de las poblaciones. Más específicamente se puede considerar que la fragmentación de los bosques tiene tres efectos principales:

1. reducción de la cantidad de árboles individuales,
2. reducción del tamaño de la población porque los árboles se encuentran limitados a fragmentos silvícolas más pequeños, y
3. aislamiento espacial de las poblaciones e individuos remanentes en matrices de uso no silvícola de las tierras (Young y Boyle 2000).

Las consecuencias genéticas de la fragmentación pueden traducirse en pérdidas de la diversidad a nivel de población y especies, en modificaciones estructurales dentro de las poblaciones y en una mayor endogamia. Estos cambios pueden reflejar efectos de muestreo no aleatorio, efectos genéticos de corto plazo (embotellamientos genéticos y modificación del flujo de genes), o resultados de más largo plazo como la deriva genética. Sin embargo, que tales cambios tengan lugar, y su amplitud, dependerá en gran medida del grado de aleatoriedad de la deforestación, y si la fragmentación física del bosque se refleja en la segregación del bosque remanente en manchas aisladas genéticamente.

Zonas protegidas y conservación de los RGS

En contraste con el énfasis histórico en métodos *ex situ* para la conservación de los recursos genéticos de los cultivos, la conservación de los RGS ha acentuado los métodos *in situ*. No obstante, si bien en todo el mundo existen parques nacionales y reservas silvícolas, pocos se han establecido teniendo en cuenta los principios genéticos. Su selección y emplazamiento han sido a menudo determinados por criterios no genéticos a nivel de ecosistema, siendo factores políticos, sociales y económicos los que influyeron en el diseño de las reservas y su ordenación. El emplazamiento de numerosas reservas silvícolas en regiones de colinas, zonas de baja fertilidad y sitios de escaso valor económico a menudo perjudicaron su validez para conservar los RGS. Por ejemplo en algunos países la remoción completa de bosques naturales para liberar sitios adecuados para la agricultura ha sido tan grande que hoy se supone que muchas especies arbóreas son características de cursos fluviales o cimas de montañas cuando antes estaban en realidad mucho más dispersas. Grandes poblaciones de árboles y en ocasiones incluso tipos completos de bosques han desaparecido por entero en muchas partes del mundo, reduciendo así la configuración genética de algunas especies únicamente a representaciones limitadas y muy distintas de su antigua diversidad. Como consecuencia, el potencial de conservación de los RGS en las actuales zonas protegidas puede ser limitado (Ledig 1988).

Qué parte de la diversidad hay que conservar

Neel y Cummings (2003) demostraron que ante la frecuente carencia de datos sobre la diversidad genética de una especie sería necesario conservar del 53 al 100% de las poblaciones para capturar todos sus alelos. Dichos autores afirman que sería necesario conservar del 20 al 64% de las poblaciones para representar de manera confiable la heterocigosidad. No obstante, la variación ecogeográfica de la distribución de las especies arbóreas se vincula por lo general con los alelos 'localmente' comunes (aquellos que exceden 0,1 de frecuencia en una sola o en algunas poblaciones) lo que para numerosas especies arbóreas representa una fracción considerable de sus recursos genéticos. Pese a su baja frecuencia en la gama genética de una especie, estos alelos suelen ser por lo general cruciales para conferir a una especie capacidad de adaptación a los cambios de las condiciones ambientales, y son importantes para lograr un muestreo y conservación eficaces de los RGS (Brown y Hardner 2000).

Flujo de genes en bosques fragmentados

La fragmentación de los bosques disminuye el tamaño de las poblaciones arbóreas y aumenta su aislamiento en el espacio, procesos que influirán en el flujo de genes y la estructura genética del rodal de bosque. En última instancia el aislamiento genético de los rodales afectará de manera negativa la viabilidad de evolución de la población, aumentando los niveles de endogamia y la deriva genética aleatoria a causa del menor flujo de genes entre los fragmentos de bosques (Young et al. 1996). Sin embargo aún se discute el valor que la amplitud de la fractura de conectividad genética entre lotes aislados en el espacio tiene para la conservación (ver Saunders et al. 1991; Heywood y Stuart 1992; Young et al. 1996). El punto de vista pesimista de que los árboles o pequeños fragmentos silvícolas restantes en los agroecosistemas son 'muertos vivientes' (Janzen 1986) con poco o ningún valor para la conservación es rebatido por datos que sugieren mayor optimismo. El considerable flujo de genes entre árboles aislados de muchos taxa merced al transporte de polen por animales o el viento prueba que las manchas remanentes de bosques y árboles siguen siendo eficaces para conservar la diversidad genética (Hamrick 1992).

Cierto número de estudios sobre especies arbóreas neotropicales han mostrado que tras la fragmentación de los bosques el desplazamiento del polen de los árboles alcanza distancias de hasta muchos kilómetros (ver Dick 2001; White et al. 2002; Dick et al. 2003). En un estudio de flujo de polen entre bosques continuos *versus* poblaciones aisladas de la especie autoincompatible *Spondias mombin*, el bosque continuo (de control) mostró índices de inmigración de polen del 45% a distancias de >100 m, mientras que en las poblaciones aisladas la polinización más eficaz (60-100%) provino de polen originado al menos a 80-1000 m de distancia (Nason y Hamrick 1997). Sin embargo las islas más aisladas presentaban un reducido cuajado de semillas, al parecer debido a la falta de una fertilización cruzada eficaz. En la especie autoincompatible *Enterolobium cyclocarpum*, un árbol dominante de los bosques xerofíticos estacionales y sus respectivas llanuras en América Central que es polinizado por abejas y orugas esfinge, no se encontraron diferencias en los índices de cruzamiento lejano entre árboles de bosques continuos (t_m 1,00; t_m = índice de cruzamiento lejano basado en loci múltiples) y los de los pastizales (t_m 0,99; Rocha y Aguilar 2001). Se encontró un amplio flujo de polen entre fragmentos situados a 250-500 m de distancia, donde los árboles aislados en las llanuras recibían más polen de donantes que los árboles agrupados (Apsit y Hamrick s/f).

Sin embargo, otros estudios de los efectos de la fragmentación en las poblaciones de árboles silvícolas sugieren que un resultado posible es la reducción de la diversidad genética en los pequeños remanentes, por la aparición de embotellamientos genéticos (Young et al. 1993; Prober y Brown 1994). Que una pérdida de alelos más bien veloz debida al tamaño reducido de una población sea seguida por otros efectos genéticos a largo plazo tales como menores niveles de heterocigosidad o deriva genética, dependerá de la amplitud de flujo de polen entre y dentro de los rodales fragmentados (Friedman y Adams 1985; Schnabel y Hamrick 1995; Young et al. 1996). Los estudios de *Acer saccharum* en Canadá (Foré et al. 1992; Young et al. 1993; Ballal et al. 1994) no detectaron señales de reducción de la variación genética en los rodales restantes comparados con las poblaciones de control, lo que sugería poca deriva genética en los años sucesivos a la fragmentación. Por el contrario, Prober y Brown (1994) encontraron pérdida de alelos y una reducción de la variación genética en pequeños rodales remanentes de *Eucalyptus albens* en Australia sudoriental, pero solamente allí donde los rodales estaban separados al menos 250 m de las poblaciones más grandes.

Regeneración de poblaciones pequeñas

Las poblaciones pequeñas de algunas especies arbóreas latifolias pueden ser particularmente susceptibles a las pérdidas de alelos de incompatibilidad. Estos alelos controlan los mecanismos que regulan el cruzamiento, introduciendo una "barrera" entre la polinización y la fertilización. Esto es explicado como un mecanismo de evolución que impide la autofertilización y promueve la heterocigosidad. La autoincompatibilidad es

regulada por uno o más loci que pueden tener 50 o más alelos en las poblaciones grandes. Si el mismo alelo está presente en el grano de polen y en el estigma, ese grano de polen no podrá fertilizar. La carencia de alelos de autoincompatibilidad puede amenazar directamente la viabilidad de una población a causa de la escasa o nula producción de semillas. Un estudio bien documentado de la regeneración en poblaciones pequeñas se ocupó de la margarita *Rutidosia leptorhynchoides*, especie amenazada de Australia sudoriental. La regeneración fue limitada por el pequeño número de alelos de incompatibilidad que redujo la frecuencia de cruas compatibles en poblaciones pequeñas y aisladas (Young et al. 2000). Las pequeñas poblaciones de margaritas mostraron también un aumento en la amplitud del cruzamiento correlacionado, de modo que el tamaño efectivo de la población (es decir el número de plantas que contribuyen realmente a la reproducción) y del patrimonio genético fueron reducidos. Un estudio de las pautas de cruzamiento y regeneración del árbol *Symphonia globulifera* en bosques tropicales fragmentados y continuos de Costa Rica (Aldrich y Hamrick 1998) mostró efectos similares. En este caso, los fragmentos de bosque estudiados eran aparentemente saludables, con mucha mayor densidad de brinzales que la del bosque de control. Sin embargo el 52,5% de los brinzales del fragmento silvícola eran hijos de apenas dos “super adultos” de la llanura. Esta dominación reproductiva por parte de un par de árboles reduce el tamaño efectivo de la población, con pérdida de la diversidad genética en las generaciones subsiguientes.

Por lo tanto, las consecuencias de la fragmentación en los árboles silvícolas son variadas y complejas. Estudios como los citados más arriba muestran que mientras la reducción del tamaño de las poblaciones remanentes puede erosionar la variación genética por los embotellamientos en el momento de la fragmentación, la polinización es capaz de mantener la variación genética de numerosas especies de árboles fragmentadas, incluso a grandes distancias. Este cuadro contrasta con algunos puntos de vista tradicionales que sostienen que el aislamiento en el espacio y la reducción del tamaño de la población producirán siempre efectos genéticos como el causado por un menor flujo de genes entre los fragmentos, que lleva a la pérdida de diversidad genética (Saunders et al. 1991).

Pese a esta otra evaluación más positiva de la fragmentación, siempre habrá distancias más allá de las cuales se producirá el aislamiento genético entre las poblaciones fragmentadas, con los correspondientes problemas de viabilidad y adaptabilidad a largo plazo (Young et al. 1996). Los umbrales de aislamiento genético variarán entre las especies con arreglo a la estructura espacial, la presencia y solidez de los mecanismos de autoincompatibilidad, las características y disponibilidad del agente polinizador y la especificidad de las relaciones entre el árbol y el polinizador.

Repercusión de la fragmentación en los polinizadores

El cambio del ensamblaje de los polinizadores con las poblaciones arbóreas que aún quedan en paisajes fragmentados puede de hecho afectar fuertemente las pautas de flujo de genes y la reproducción, a tal punto que la ordenación del polinizador (es decir, conocer sus requisitos de nidificación y las fuentes alternativas de alimentos para pájaros e insectos) puede ser tan importante como la misma ordenación de los árboles. Por lo tanto hay que abocarse al tema de la creciente preocupación por la disminuida población de polinizadores en los agroecosistemas, y cómo esta disminución puede con el tiempo limitar la reproducción de los árboles (Allen-Wardell et al. 1998). A este respecto, las numerosas especies de árboles que cuentan con un amplio espectro de polinizadores no especializados son probablemente mucho menos susceptibles a las perturbaciones del hábitat que aquellas con series de polinizadores más especializadas o restringidas (véase Dick et al. 2003).

El hecho de que un mayor aislamiento físico de ciertas especies arbóreas produzca o no una mayor autopolinización parece depender en gran medida de que dichas especies tengan mecanismos de autoincompatibilidad. Las especies autocompatibles que normalmente presentan algún grado de cruzamiento lejano o que son sólo apenas autoincompatibles, muestran mayores niveles de endogamia a distancias de separación física mucho más cortas de lo que sucede con las especies altamente autoincompatibles

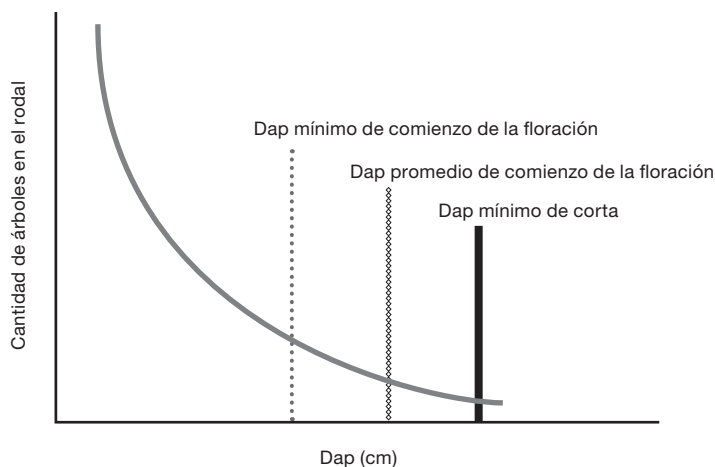


Figura 1. Relación entre el tamaño de los árboles en la floración y en el aprovechamiento maderero. Cuando el diámetro a la altura del pecho (dap) para el aprovechamiento es demasiado pequeño, una proporción menor de árboles (e incluso ninguno) alcanzará la talla reproductiva, y se reducirá el tamaño real de la población.

(Murawski y Hamrick 1992a). Estas últimas parecen caracterizarse por una distancia física fija más allá de la cual la producción de semillas se reduce de manera sustancial (véase Ghazoul et al. 1998). Las especies locales raras son probablemente las más vulnerables a la deforestación y fragmentación. La reducción de parejas potenciales con las cuales cruzarse conduce a una mayor autopolinización y a una mayor endogamia y fracaso de las semillas.

Si bien especies arbóreas con perfiles genéticos, sistemas de cultivo y polinizadores diferentes reaccionarán de diversa manera a la fragmentación y aislamiento del bosque, a la fecha hay evidencia que corrobora la conclusión de que en el diseño de reservas y corredores correspondientes a programas de conservación se deben incluir bosques remanentes y árboles aislados en fincas. El “aislamiento” de un árbol o de un fragmento de bosque parece ser más una percepción humana que una realidad biológica, puesto que los bosques y árboles remanentes pueden cumplir de hecho significativas funciones para mantener la diversidad genética de las especies.

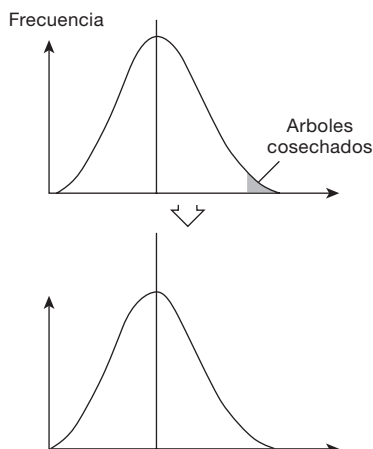
2.2 Aprovechamiento maderero

La repercusión del aprovechamiento maderero en los RGS depende de muchos factores. Como hizo notar Ledig (1992), algunos de los temas más importantes son el tipo de bosque (si es de edades mezcladas u homogéneas, o si es monoespecífico), la porción de población de la especie mejorada que se aprovecha (o sea, si es un aprovechamiento silvícola selectivo o una tala a matarrasa), la fuente de semillas (o de otro elemento) para la subsiguiente regeneración (es decir el banco de semillas o latizales existente, o la fructificación posterior al aprovechamiento maderero), y la ecología de reproducción y perfil genético de la especie aprovechada, y los consiguientes cambios en las pautas de floración, cruzamiento y fructificación. En esta sección se destaca de qué manera los factores asociados con la tipología del bosque, los métodos y extensión de su aprovechamiento y las estrategias de regeneración afectan a los RGS.

El aprovechamiento maderero en relación con la madurez reproductiva de los árboles y la proporción entre sexos

La repercusión genética del aprovechamiento maderero en la regeneración depende del tamaño de los árboles cuando empiezan a reproducirse y de la proporción de árboles

A. Cosecha de árboles excepcionales



B. Dejando un pequeño número desechado

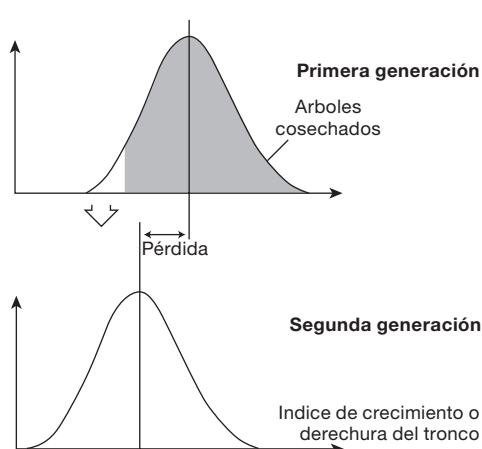


Figura 2. Repercusión de diferentes casos de aprovechamiento maderero en algunos rasgos (p. ej. índice de crecimiento o derecha del tronco) después de una generación. En 2A se muestra que la cosecha de una pequeña proporción de árboles afectará mínimamente la media de la población, mientras que en 2B una corta a matarrasa que deja pocos árboles semilleros pobremente formados afectará en gran medida la media (p. ej. de la derecha del tronco). Los cambios reales dependerán de la heredabilidad del rasgo de que se trata, así como del diferencial de selección. Fuente: tomado de Ledig 1992.

reproductivos que quedan después del aprovechamiento. En un extremo están las especies monocárpicas (árboles que florecen y fructifican una vez en sus vidas, como el *Tachigali versicolor*) en las cuales el aprovechamiento antes de la fructificación tendrá consecuencias desastrosas para la regeneración y en última instancia para la supervivencia de la especie. Más a menudo, cuando el diámetro de los árboles cuyo aprovechamiento se permite es muy pequeño, es decir antes que hayan alcanzado la madurez reproductiva, el tamaño real de la población se reducirá (Figura 1). Datos actuales de Ghana indican que la mayoría de las especies arbóreas de importancia comercial alcanzan su tamaño reproductivo muy por debajo de los 50 cm dap (diámetro a la altura del pecho) de límite de corta permitido (Hawthorne et al. 1999). Sin embargo, respecto de muchas especies arbóreas tropicales hay actualmente escasa información acerca del modo en que el aprovechamiento silvícola altera las pautas de floración y fructificación de los árboles remanentes y el tamaño en el cual los individuos remanentes alcanzan la madurez reproductiva.

También el tipo específico de ordenación de los bosques puede afectar la reproducción al alterar las proporciones entre sexos. Un examen de las reservas silvícolas comunitarias del valle de Okavango en Namibia determinó que los aldeanos preferían aprovechar árboles masculinos mientras conservaban los árboles femeninos de las especies que servían para la recolección de frutos (Robinson 1996). Esta estrategia puede alterar la base genética de la especie reduciendo el tamaño efectivo de la población, y en última instancia afectar la producción de frutos si la polinización se convierte en un factor limitador. También el hecho de que los frutos se cosechen para comerlos o para obtener otros productos distintos de la madera puede influir en la capacidad de regeneración de la especie. En muchos lugares del mundo puede ser una prioridad importante de investigación comprobar cuáles sean los niveles sostenibles de cosecha de frutos (ver el Capítulo 3 de este libro).

Aprovechamiento maderero selectivo de las especies

Las prácticas de aprovechamiento maderero en los trópicos son por lo general selectivas en cuanto a la especie, es decir que se talan los árboles más grandes (mayores de un

dap prefijado) de las especies preferidas. Por lo general los expertos declararán que el aprovechamiento maderero en los trópicos provocará una selección disgénica, es decir conducirá a pérdidas de la diversidad genética y aumentará los casos de endogamia entre los árboles restantes. En qué amplitud el aprovechamiento maderero de los árboles mejor formados conducirá a la erosión genética (selección disgénica) es una cuestión empírica. A fin de responder a esta pregunta es necesario antes esclarecer qué se entiende por selección disgénica: se trata de una selección que va en detrimento de la calidad genética de una población puesto que afecta rasgos fenotípicos tan importantes como la derecha del tronco o el índice de crecimiento. Por ejemplo, cosechar árboles de tronco recto antes de que fructifiquen producirá por lo general una selección disgénica a favor de árboles de tronco poco recto, si la variación fenotípica de la forma es de base fuertemente genética (la heredabilidad por h^2 es alta). (Selección disgénica mostrada en la Figura 2B; el diferencial S de selección es grande, siendo S la diferencia entre la media de individuos seleccionados como progenitores y la media de población total, de manera que S representa la superioridad promedio de los padres seleccionados. La ecuación: $R = h^2S$ representa el cambio (R) de la media de la población para cada variable entre una generación y la siguiente.)

Si se tala solo una pequeña proporción de árboles maduros derechos, el cambio de la población media entre la primera y la segunda generación será insignificante (Figura 2A). Para reducir la repercusión del desaprovechamiento que persiguen actualmente los métodos de aprovechamiento maderero sostenible de los bosques tropicales, el número de árboles aprovechados en una sección irá desde apenas el 2% hasta el 50% según la especie. Dado que el diámetro es por lo general el principal criterio para determinar la corta, no queda muy claro cuánta selección se hace respecto de la derecha de los troncos, en especial si los diferenciales de selección relativos a la derecha del tronco son pequeños. Si el tamaño refleja principalmente la edad en lugar del índice de crecimiento, habrá también poca selección respecto del índice de crecimiento. Tanto la heredabilidad de la derecha del tronco como del índice de crecimiento son notoriamente bajos (o sea $<0,1$) en las condiciones altamente heterogéneas de los bosques naturales de edades mixtas. Por lo tanto un índice bajo de aprovechamiento no debería producir erosión genética. Solamente cuando una virtual corta a matarrasa cause la regeneración a partir de brinzales provenientes de unos pocos árboles semilleros pobremente formados (Figura 2B) habrá un marcado deterioro de la derecha del tronco en las generaciones siguientes, incluso siendo baja la heredabilidad de la forma (Ledig 1992).

Estas consideraciones teóricas sugieren casos en que es posible que se produzca erosión genética. El mayor potencial de erosión genética tiene lugar en los bosques que han sido sobreaprovechados al punto de hacerlos casi desaparecer, dejando solo unos pocos árboles semilleros para asegurar la regeneración. Por ejemplo, en St. Helena el aprovechamiento maderero de casi todos los árboles salvo unos pocos individuos de *Trochetiopsis erythroxylon* y *T. melanoxylon* para obtener madera industrial redujo ambas especies a unos malformados árboles tipo arbusto (Rowe y Cronk 1995). Cuando la corta o los incendios elimina una gran proporción de árboles maduros provocando faltantes en las clases de diámetros habrá motivos para preocuparse por el deterioro de la base genética. Pero incluso en esos casos la situación rara vez es sencilla. Mientras la remoción de una generación entera de árboles maduros puede afectar negativamente la regeneración, esa presión de selección puede no ocurrir si después la regeneración proviene de una cohorte de varas y latizales preexistente.

Ejemplos de la repercusión del aprovechamiento silvícola en los RGS de bosques templados

Hay relativamente pocos estudios acerca de la repercusión del apovechamiento maderero sobre la diversidad genética y el cruzamiento de los árboles, y los que existen se concentran en las coníferas del hemisferio norte. Lo típico era que en los bosques templados de coníferas predominaran las cortas a matarrasa seguidas de regeneración, pero recientemente ha aumentado la corta selectiva que antes era típica de los bosques

tropicales y latifolios por el alto valor de la madera aprovechada. Los bosques templados sujetos a perturbaciones naturales como incendios y/o derribos por el viento tienen por lo general árboles que se adaptan y son relativamente resilientes a las perturbaciones (Wickneswari y Boyle 2000). Por ejemplo, examinando *Pinus contorta* en Alberta, Canadá, Thomas et al. (1999) no encontraron diferencias significativas de la diversidad genética entre los rodales no cosechados y los árboles regenerados. De igual modo en el Estado de Oregón (EE.UU.) no se encontraron diferencias significativas de variación genética entre rodales de *Pseudotsuga mensiezii* ordenados en régimen de corta por aclareo sucesivo y los dejados sin cortar como control (Neale 1985).

Por el contrario, la comparación entre el caudal genético anterior y posterior a la cosecha en viejos rodales de *Pinus strobus* en Ontario, Canadá, mostró una pérdida de diversidad genética después de que el 75% de la población mejorada fuera cosechada dejando intactos los árboles semilleros (Buchert et al. 1997). Las reducciones se registraron en el porcentaje de loci polimórficos y el número de alelos, mientras que se mantuvieron los niveles de heterocigosidad. Los alelos “privados”, o sea únicos de cada rodal, fueron especialmente susceptibles de ser eliminados del caudal genético a causa de la cosecha, con pérdidas del 25% o más. Cuando la cosecha de este tipo de bosques templados de coníferas es tan intensa, es frecuente una pérdida de alelos privados de semejante magnitud, lo que despierta preocupación por la integridad poscosecha del caudal genético localmente adaptado. No obstante es posible que la integridad genética pueda restablecerse en última instancia por la regeneración derivada del amplio flujo de genes típico de estas coníferas.

Efectos de las prácticas de regeneración sobre los RGS

En Australia sudoriental se estudiaron con marcadores de ADN los efectos de prácticas de regeneración como la resiembra aérea o el empleo de árboles semilleros, luego de preparar un sitio mediante quemazón o alteraciones mecánicas (Glaubitz et al. 2003a y b) utilizando la especie comercial *Eucalyptus sieberi* (fresno plateado) y una especie no comercial rara, *E. consideniana*. Teniendo en cuenta numerosos indicadores de la diversidad genética (riqueza de alelos, cantidad de alelos, heterocigosidad) *Eucalyptus sieberi* no mostró diferencias significativas (Glaubitz et al. 2003a). Tampoco hubo evidencia de embotellamientos recientes. Sin embargo, un dendrograma de las relaciones entre las poblaciones muestreadas sugirió que el sistema de árboles semilleros puede promover la deriva genética, mientras que la resiembra aérea después de las cortas a matarrasa con el mismo lote de semillas conduciría a la homogeneización genética. La resiliencia genética aparente de *E. sieberi* para la regeneración de los bosques nativos se atribuyó a su abundancia local y a las características favorables de su biología de reproducción, dado que la semilla se conserva en las ramas por muchos años y que la semilla preexistente en el sitio da una buena regeneración. La presencia de *E. consideniana* disminuyó típicamente del 13% antes del aprovechamiento al 5% en las cortas regeneradas. También se comprobó una significativa reducción en la diversidad genética de *E. consideniana* (riqueza y cantidad de alelos, heterocigosidad) en la corta de árboles semilleros, pero no en las zonas de corta a matarrasa (Glaubitz et al. 2003b), mientras que no hubo evidencia de aumento de la endogamia con ninguno de estos sistemas de ordenación. Eldridge et al. (1993) estimaron que la estructura de la familia de los bosques nativos de eucaliptos determinaba cierta proporción de endogamia (t_m 0,7-0,8).

Ejemplos de repercusión del aprovechamiento maderero en los RGS de bosques tropicales

Hay relativamente poca evidencia sobre la repercusión del aprovechamiento maderero en los RGS de especies arbóreas silvícolas tropicales y, cuando existe, muestra resultados mixtos. En algunas poblaciones de especies madereras tropicales aprovechadas en Asia sudoriental hubo pérdida de diversidad genética, no así en otras (Wickneswari et al. 1997a y b). En Borneo tanto *Shorea leprosula* como *Dryobalanops aromatica* mostraron elevados índices de cruzamiento lejano en los bosques aprovechados y en los no aprovechados

Cuadro 1. Fructificación de *Shorea siamensis* en Tailandia con diferentes niveles de alteración. Fuente: Ghazoul et al. 1998.

Parámetro de fructificación	Alteración grave	Alteración moderada	Sin alteración
Arboles florecidos/ha	9	62	96
Cantidad de frutos en 1996 (%)	0,7	2,2	2,5
Cantidad de frutos en 1997 (%)	1,5	5,5	5,5
Flores polinizadas (%)	62	59	79

(Kitamura et al. 1994). En un estudio de la especie autoincompatible *Shorea siamensis* (Ghazoul et al. 1998) en Tailandia no se notaron diferencias en el cuajado de semillas luego de un moderado nivel de aprovechamiento (35% cortado), comparado con los bosques no aprovechados (Cuadro 1). Si bien los niveles de polinización de *S. siamensis* fueron similares antes y después de un aprovechamiento maderero de alta intensidad, el menor nivel de movimiento de polinizadores entre los árboles en un ambiente más abierto luego del aprovechamiento aumentó la frecuencia de la autopolinización, por lo que la cantidad de frutos fue mucho más baja.

Investigar cómo varía el cruzamiento según la densidad de árboles y de árboles florecidos en los bosques naturales, y los efectos genéticos de la escasa densidad de árboles en los casos de fragmentación, ayudará a inferir la repercusión genética de las prácticas de aprovechamiento maderero que disminuyen la densidad de las especies de interés.

Muchas especies de árboles tropicales tienen diferentes índices de cruzamiento lejano, tanto a lo largo del año como entre individuos, que parece ser correlativo con los cambios en la cantidad de floración y en las pautas de distribución de los árboles florecidos en el espacio (Murawski y Hamrick 1991). Las especies de baja densidad combinan cierto cruzamiento biparental con un flujo de genes a larga distancia, mientras que las especies presentes en densidades más altas muestran un cruzamiento más aleatorio, por lo general a distancias más cortas.

Las pautas de cruzamiento de tres especies de árboles tropicales (*Calophyllum longifolium*, *Spondias mombin* y *Turpinia occidentalis*) que aparecen en forma natural en Panamá en bajas densidades, fueron sumamente afectadas por la distribución de los árboles reproductivos en el espacio, si bien las tres especies seguían presentando altos niveles de cruzamiento lejano. Cuando los árboles estaban agrupados la mayoría de los cruzamientos se dio con los vecinos más cercanos, mientras que con árboles espaciados de manera más pareja una gran proporción de cruzamientos tuvo lugar entre árboles separados por distancias de varios cientos de metros, y desde bastante más lejos de los individuos reproductivos más cercanos (Stacy et al. 1996). Por el contrario, Murawski et al. (1990) y Murawski y Hamrick (1992b) demostraron que los índices de cruzamiento lejano en la especie autocompatible *Cavanillesia platanifolia* disminuyeron a la par del menor nivel de floración de un año a otro (t_m 0,57 con 74% de árboles florecidos, 0,35 con 49% y 0,21 con 32%). En años de mayor floración, con profusión de flores disponibles, hubo una mayor tendencia de los polinizadores a desplazarse entre los árboles, lo que dio como resultado más polinización cruzada. En cambio cuando florecieron pocos árboles hubo mayor tendencia a la autopolinización. Estudios sobre *Ceiba pentandra* en América del Sur mostraron grados variables de autofertilidad, con árboles que presentaban mayores niveles de autopolinización en aislamiento, mientras que otros no pudieron cuajar semillas (Murawski y Hamrick 1992a; Gribel et al. 1999). Por ende los efectos del aprovechamiento maderero en estas especies van de una mayor endogamia a una menor producción de semillas.

Cuadro 2. Tipos de especies potencialmente amenazadas de erosión genética por un aprovechamiento silvícola selectivo de bajo impacto. Tomado de Jennings et al. 2001.

Naturaleza de la especie	Fuente de información	Solución de ordenación
Los troncos de tamaño comercial constituyen una gran proporción de la población de la especie	Datos del inventario silvícola	Tratamientos silvícolas y sucesivos inventarios de población para asegurar una adecuada regeneración antes de comenzar el aprovechamiento maderero
Especies de crecimiento lento que se reproducen solo cuando son abundantes	Parcelas permanentes de muestreo y estudios fenológicos	Descubrir el tamaño mínimo de los árboles para ser reproductivos. Asegurar que en cada compartimiento haya más de 50 árboles mayores de ese tamaño antes de la próxima corta
Especies con polinizadores o dispersadores de semillas específicos	Bibliografía científica publicada. Estudios de morfología de flora y frutos y de vectores animales	Modificar la ordenación para evitar o reducir cambios de hábitat que afecten gravemente al polinizador o a las poblaciones dispersadoras
Especies raras o endémicas	Inventarios publicados de flora y bosques	No aprovechar a menos que haya >500 individuos reproductivamente maduros en una zona boscosa adyacente
Especies de cruzamiento lejano que son autocompatibles	Investigación de la biología de reproducción	Antes de la próxima corta asegurarse de que en el compartimiento quedan más de 50 árboles reproductivamente maduros

Variabilidad de respuesta de los RGS de diferentes especies al aprovechamiento maderero

La evidencia genética obtenida a partir de los estudios de la fragmentación y aprovechamiento silvícola en el mundo sugieren que el aumento de la endogamia depende especialmente de la presencia y fortaleza de mecanismos de autoincompatibilidad de la especie. La variación genética puede conservarse reduciendo la frecuencia de endogamia en las especies arbóreas de cruzamiento lejano natural, mientras que para conservar especies como *Ceiba pentandra*, que combina de manera natural el cruzamiento lejano y la endogamia, será una prioridad mantener la flexibilidad del sistema de mejoramiento. Poblaciones de especies autoincompatibles como *Shorea siamensis* cuya floración es altamente asincrónica pueden ser más susceptibles a que su tamaño se reduzca luego del aprovechamiento maderero, tanto en términos de polinización compatible como de menor diversidad genética (Ghazoul et al. 1998), lo que disminuye su capacidad de regeneración y su potencial de adaptación.

Cuando el éxito de la polinización es un factor limitador, las especies arbóreas que tienen polinizadores especializados enfrentan más amenazas derivadas de la menor cantidad de árboles y de polinizadores. Por el contrario, las especies con regímenes de polinización por animales no especializados solo parecen sufrir problemas cuando hay una pérdida generalizada de la fauna polinizadora en las inmediaciones de la zona donde crecen. En el Cuadro 2 se resumen las características posibles de especies que pueden ser genéticamente susceptibles al aprovechamiento maderero selectivo (Jennings et al. 2001).

No obstante, es oportuno considerar que en una perspectiva de adaptación a largo plazo un nivel elevado de endogamia puede no ser importante del punto de vista genético,

puesto que hay una selección inversa de individuos autopolinizados en las sucesivas etapas de la regeneración. Tratándose de aprovechamiento maderero selectivo, la afirmación de Ledig (1992) de que “la estructura genética local puede ser alterada por la selección y por cambios en la demografía y en el sistema de cruzamiento, pero con toda probabilidad la diversidad de genes y la estructura geográfica serán poco afectadas”, sugiere que si la regeneración de especies raras o comerciales posterior al aprovechamiento maderero es adecuada, la estructura genética de la población y su diversidad no serán afectadas ni grave ni permanentemente. La variación genética y los sistemas que la mantienen son adaptables por naturaleza, proveyendo cierto grado de amortiguación y adaptación a los cambios, pero esto es verdad solo si los cambios no son demasiado grandes ni demasiado rápidos. Una mayor endogamia parece ser importante tanto genética como ecológicamente si de ella resulta una reducción de la producción de semillas, y por ende de la regeneración, o si se mantiene a lo largo de muchas generaciones.

2.3 Plantación de árboles

Tratándose de plantaciones de árboles, los niveles de diversidad genética mantenidos dependerán de la especie respectiva y de los métodos de recolección del germoplasma. Plantar árboles puede tener un efecto negativo o positivo en la diversidad genética de la plantación. Cualquier nivel de endogamia o reducción de la diversidad genética en las poblaciones muestreadas puede tener repercusiones críticas para las plantaciones de conservación *ex situ* o para los programas de mejoramiento de árboles. Fuera de las excepciones ya subrayadas para las especies autocompatibles, cuando se siguen los protocolos habituales de recolección de semillas de poblaciones naturales es posible mantener la diversidad genética de los árboles (Schmidt 2001). Sin embargo, en el mundo real no es raro apartarse de las mejores prácticas. En el caso de especies que producen grandes cantidades de semillas por árbol hay una tendencia a formar colecciones limitadas a una parte de la cima y a un pequeño número de árboles, que se traduce en un muestreo reducido y deformado del patrimonio genético (Boshier et al. 1995). Esto también puede suceder inadvertidamente, en especial cuando el caudal de polen está dominado por unos pocos árboles (Aldrich y Hamrick 1998), y puede reducir los beneficios genéticos que se esperaban incluso cuando se respetan protocolos cuya finalidad es la conservación.

También la plantación y el empleo de árboles o especies arbóreas exóticas a expensas de los árboles plantados o regenerados naturalmente puede afectar la conservación genética de las poblaciones locales. Por ejemplo, reemplazar las especies o poblaciones nativas con especies o poblaciones introducidas puede reducir el tamaño de la población nativa, causar su contaminación e incluso eliminarla (Eldridge 1998; Hughes 1998). La hibridación de especies arbóreas introducidas con especies nativas prevalece en particular en ciertos géneros como *Leucaena* (Hughes 1998) y *Prosopis* (Carney et al. 2000) y puede tener graves implicaciones para la conservación del caudal genético nativo, en especial cuando se involucran especies amenazadas o en peligro.

La cruce entre poblaciones de las mismas especies arbóreas provenientes de diferentes lugares puede conducir a una ruptura de complejos de alelos coadaptados o a la dilución de alelos adaptados, lo que produce un menor crecimiento o fertilidad y la caída del cruzamiento lejano (Ledig 1992). La evidencia obtenida hasta ahora de los pocos estudios realizados acerca de la caída del cruzamiento lejano es contradictoria y no permite sacar conclusiones. Por ejemplo cuando se cruzaron poblaciones de *Bombacopsis quinata* de Honduras y Colombia el cuajado de semillas fue reducido (Billingham 1999), y asimismo Stacy (1998) encontró fuertes reducciones en la producción de frutos de las especies de *Syzygium* y *Shorea* en Sri Lanka sudoccidental luego de cruces que involucraron a donantes de polen ubicados a unos 12 km de distancia. Sin embargo este autor cree que esa caída en pequeña escala del cruzamiento lejano se debió más probablemente a la heterogeneidad espacial del ambiente de selección que al aislamiento por distancia geográfica, porque la heterogeneidad geográfica de la zona estudiada aparecía más finamente fragmentada que la de muchos otros paisajes silvícolas tropicales. En otros casos, como los descritos por Hardner et al. (1998) que emprendieron experimentos

en los que autopolinizaron y cruzaron ejemplares de *Eucalyptus globulus* ssp. *globulus* (de distancias de 21 m a 100 km) en Tasmania, no encontraron caída del cruzamiento lejano. Tampoco hubo evidencia en *Swietenia humilis* cuando se cruzaron poblaciones de América Central a 500 km de distancia (Billingham 1999).

3. Herramientas para el seguimiento del estado y conservación de la diversidad genética

Para que las actividades de conservación de los RGS sean eficaces deben ser de amplia gama y complementarias a niveles de genes, población, especie, comunidad y ecosistema, y deben incorporar estrategias *in situ* y *ex situ* tanto dentro como fuera de las reservas. Dada la limitación de los recursos se necesitan métodos integrados y simplificados. Por ello, reconociendo la importancia de las consideraciones genéticas para lograr una ordenación sostenible, los administradores de bosques están desarrollando actualmente estrategias que integran la conservación de la diversidad genética con los sistemas de producción (Riggs 1990; Kuusipalo y Kangas 1994). Se admite hoy que para entender los procesos ecológicos y de evolución de las especies y sus asociaciones con las comunidades bióticas es importante conocer las relaciones entre la diversidad genética de una especie, la heterogeneidad de sus hábitats y su escala de adaptación. Este conocimiento también es de fundamental importancia para la conservación de las especies (establecer prioridades para reservas genéticas, muestreo para colecciones *ex situ*, elección de fuentes de material para usar en restauraciones ecológicas), el éxito de su reproducción y su futura adaptación a condiciones ambientales cambiantes. Por ende, tanto del punto de vista de la conservación como de la utilización es necesario conocer la amplitud de la variación genética de la especie (riqueza de alelos), cómo se distribuye esa variación (regularidad de los alelos) y cuál zona geográfica contiene la variación genética necesaria y suficiente para constituir una población viable a largo plazo.

En los últimos 30 años, marcadores genéticos como las aloenzimas y más recientemente una variedad de marcadores del ADN han permitido el estudio directo de la distribución de la diversidad genética en y entre las poblaciones. Por ejemplo, una diferencia en la pauta de herencia de los marcadores moleculares permite comparaciones entre los niveles relativos de flujo de genes que resultan del diferencial de dispersión de polen y semillas; los datos actuales indican mayor diferenciación entre poblaciones de especies arbóreas para los genes heredados por vía materna que para los genes nucleares (El Mousadik y Petit 1996; Hamrick y Nason 1996). También se han desarrollado pruebas que separan a poblaciones sujetas recientemente a embotellamientos, de poblaciones estables (programa EMBOTELLAMIENTO, véase Cornuet y Luikart 1996; Luikart y Cornuet 1998). El pequeño tamaño de una población puede no tener importancia si ésta siempre se caracterizó por ser pequeña, pero en cambio puede ser de fundamental importancia para otra que solo recientemente se ha vuelto pequeña. Si bien los estudios demográficos de largo plazo permiten comprender bien las tendencias a largo plazo, cuando las poblaciones enfrentan amenazas inmediatas se requieren soluciones documentadas y rápidas. Puesto que las propiedades demográficas de las poblaciones influyen en su composición genética, extraer información de los marcadores genéticos va más allá del estudio estricto del marcador de la diversidad, y proporciona estimaciones de los parámetros demográficos que resultan de interés para los biólogos conservacionistas.

El análisis genealógico de los datos de una secuencia de ADN puede también emplearse para cuantificar importantes parámetros demográficos (por ejemplo tamaño de la población efectiva, sistema de cruzamiento, índice de migración). Debido a la naturaleza histórica de dicha secuencia de información, un análisis genealógico refleja las propiedades demográficas de largo plazo de la población y es por lo tanto útil para inferir su demografía futura (Milligan y Strand 1996). La comparación de esas estimaciones de largo plazo con las observaciones demográficas actuales puede utilizarse para determinar si y cómo se desvían estas tendencias de las históricas, lo cual proveerá información esencial para la evaluación y ordenación de las especies arbóreas. Actualmente se usan también marcadores moleculares para estudiar las pautas fitogeográficas de variación de

los árboles silvícolas a escalas mayores. Un ejemplo es el proyecto CYTOFOR financiado por la UE (<http://www.pierroton.inra.fr/Cytofor>) que está investigando una cantidad de aspectos genéticos y ecológicos de 22 especies arbóreas deciduas económicamente importantes de Europa mediante estudios fitogeográficos, la historia de las vías de migración posglaciación, la estimación de la hibridación entre las especies y la vinculación entre la ecología y los rasgos genéticos de la población.

Esta investigación puede generar información sobre la ubicación de la mayor diversidad genética de estas especies, guiar la política de la UE para intercambiar los materiales silvícolas de reproducción, y ayudar a diseñar estrategias de conservación de la especie basadas en la mejor ciencia ecológica y genética. Además, los resultados de CYTOFOR pueden mejorar la comprensión del verdadero 'origen' de los bosques establecidos con materiales no nativos tanto tiempo atrás que ese tipo de información puede no encontrarse en los registros convencionales. En la mayoría de los casos la conservación *in situ* de las especies no puede en última instancia tener éxito sin la conservación de los ecosistemas asociados; la investigación simultánea de numerosas especies interactuantes promueve tanto la conservación de los ecosistemas como de las especies individuales. Por otro lado la información sobre la ubicación de las 'unidades evolutivas' más viejas de cada una de las 22 especies arbóreas, combinada con los resultados obtenidos en las pruebas de proveniencia, tiene consecuencias prácticas inmediatas puesto que, si resulta necesario, se pueden formular recomendaciones para restringir el movimiento genético entre esas unidades evolutivas.

4. Desarrollo de criterios genéticos e indicadores para la ordenación silvícola sostenible

En el decenio de 1990 se desarrollaron conjuntos de normas, criterios e indicadores internacionales para evaluar y certificar la sostenibilidad de la ordenación silvícola. A menudo estas normas se presentan como listas de verificación con los principios, criterios, indicadores y verificadores ordenados en secuencia lógica y progresiva para que auditores y administradores de campo puedan, de manera relativamente fácil, adoptar decisiones objetivas sobre la calidad de la ordenación del bosque evaluado (por ejemplo, Ghana's Forest Management Certification Standards and Checklist, Anón. 2000).

En la actualidad prácticamente todos los conjuntos internacionales de normas relativas a la ordenación silvícola sostenible incluyen criterios e indicadores útiles para administrar y evaluar la conservación de la diversidad genética de los árboles (Recuadro 1, pág. 21). La función de los criterios e indicadores es proveer una herramienta práctica con la que se pueden seguir los cambios que las actividades de ordenación provocan en las condiciones del bosque. Por ello los criterios e indicadores deben definirse y presentarse de modo que sean claros, prácticos y fáciles de usar. También deberán basarse por cuanto sea posible en conocimientos científicos correctos (OIMT 1998).

Por desgracia, los requisitos vitales de claridad, simplicidad y practicabilidad no parecen haber sido seriamente considerados en la formulación de muchos de los criterios e indicadores genéticos desarrollados hasta la fecha para la ordenación y seguimiento de los recursos silvícolas. Por ejemplo, los 23 verificadores (demográficos y genéticos) de mantenimiento de la diversidad genética propuestos por Namkoong et al. (2002) requieren prolongados ensayos de campo o el seguimiento detallado de la fenología, estructura de la población, polinización y dispersión de las semillas (Recuadro 2, pág. 22). Algunos requieren incluso sofisticados análisis de laboratorio que son impracticables en la ordenación silvícola diaria. Muchos de los verificadores de Namkoong comprenden la medición de parámetros genéticos que aún están sujetos a debate científico y cuyos valores variarán con arreglo al sistema de medición adoptado. La definición de las líneas de partida desde las cuales se pueden calibrar los valores de cambio y los umbrales críticos es igualmente problemática. En nuestra opinión un método de índole tan excesivamente teórica y técnica no es práctico a nivel de una unidad de ordenación silvícola y ni siquiera a nivel de país cuando los planificadores, debido a la falta de información, enfrentan

Recuadro 1. Algunas iniciativas de certificación para la ordenación silvícola sostenible que mencionan criterios e indicadores para medir y/o evaluar la diversidad genética en las especies

- 1. El Tratado de Cooperación de Amazonas** (el ‘Tarapoto Process’; Grayson y Maynard 1997) es un acuerdo internacional suscrito en 1995 por ocho países de América del Sur para asegurar la sostenibilidad a largo plazo de los bosques amazónicos. El Criterio 4, Conservación de la Cubierta Silvícola y la Diversidad Biológica, estipula ‘medidas para la conservación de los recursos genéticos’ como un indicador de sostenibilidad.
- 2. Los criterios e indicadores de la Organización Internacional de las Maderas Tropicales** (OIMT 1998). El Criterio 5, Diversidad Biológica, especifica una cantidad de indicadores, entre ellos el 5.6, ‘Previsión e implementación de una estrategia para la conservación *in situ* y/o *ex situ* de la variación genética de las especies de flora y fauna silvícola comercial en peligro, raras y amenazadas.’
- 3. El Centro Internacional de Investigación Silvícola, Instrumental de Criterios e Indicadores** (Equipo C&I de CIFOR 1999). El Criterio 2.3 exige la conservación de los procesos que mantienen la variación genética. Los indicadores especifican que no se deben cambiar las direcciones de las frecuencias genotípicas, ni la migración/flujo de genes ni los sistemas de cruzamiento.
- 4. Principios y Criterios¹ del Consejo de Administración Silvícola.** El Principio 6.3 exige que las funciones y valores ecológicos se mantengan intactos, se mejoren o restauren e incluye criterios y principios para: (i) la regeneración y sucesión silvícola; (ii) la diversidad genética de las especies y de los ecosistemas, y (iii) los ciclos naturales que afectan la productividad del ecosistema silvícola. El Principio 9.3 exige que el plan de ordenación incluya y ejecute ‘medidas específicas que aseguren el mantenimiento y/o mejoramiento de los atributos de conservación aplicables y en consonancia con un análisis precautorio.’

¹Forest Stewardship Council (FSC) 2004. Principles and Criteria. Document FSC-STD-01-001, http://www.fsc.org/fsc/whats_new/documents/Docs_cent/2,16

enormes problemas reales para identificar las especies no aprovechables y establecer otras estrategias de ordenación silvícola sostenible.

También en nuestra opinión algunos criterios e indicadores que incorporan parámetros genéticos para medir los niveles de conservación de la diversidad genética y la consiguiente sostenibilidad de las operaciones silvícolas, como los propuestos por CIFOR, no resultan prácticos y de hecho desalentarán a los administradores silvícolas para realizar intentos significativos de mantener la diversidad genética de los bosques en producción (Jennings et al. 2001). En nuestra opinión, la naturaleza no práctica de dichos parámetros explica el hecho de que la Lista de Verificación de Ghana omita mencionar entre sus principios la diversidad genética dentro de la especie, y sólo de manera implícita aborda la conservación de la diversidad genética de la especie en cuanto a la protección de las fibras gruesas. De hecho la Lista de Verificación de Ghana no incluye verificadores genéticos ni en forma de evaluaciones genéticas ni de parámetros demográficos sustitutivos. Si no se desea excluir completamente el mantenimiento de la diversidad genética en mecanismos como la Lista de Verificación de Ghana, hay que desarrollar métodos más pragmáticos o sea basados en el conocimiento de la forma real en que el aprovechamiento maderero afecta a los procesos genéticos. El trabajo coordinado por el Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos (IPGRI) en colaboración con el Instituto de Población y Ambiente de Amazonas (IMAZON) y el Instituto de Ordenación y Certificación Silvícola y Agrícola del Amazonas brasileño (IMAFLOA) es un intento de obtener conclusiones generales acerca de la factibilidad de emplear información genética en esquemas de certificación partiendo de parcelas silvícolas ya certificadas (IMAFLOA/IMAZON/IPGRI 2004).

Recuadro 2. Propuesta de indicadores y verificadores del mantenimiento de la diversidad genética en la ordenación silvícola sostenible

Indicador 1: Niveles de variación

Verificadores demográficos

- | | |
|-------|--|
| 1.D.1 | Cifras del censo de ejemplares sexualmente maduros |
| 1.D.2 | Cifras del censo de ejemplares reproductores |
| 1.D.3 | Coeficiente de variación fenotípica |

Verificadores genéticos

- | | |
|-------|---------------------|
| 1.G.1 | Cantidad de alelos |
| 1.G.2 | Diversidad de genes |
| 1.G.3 | Variación genética |

Indicador 2: Cambio direccional en la frecuencia de alelos o genotipos

Verificadores demográficos

- | | |
|-------|---------------------------------------|
| 2.D.1 | Desviaciones fenotípicas |
| 2.D.2 | Desviaciones de clases de edad/tamaño |
| 2.D.3 | Desviaciones ambientales |

Verificadores genéticos

- | | |
|-------|---|
| 2.G.1 | Desviaciones de la frecuencia genotípica |
| 2.G.2 | Desviaciones de la frecuencia de marcadores |
| 2.G.3 | Desviaciones de la media genética |

Indicador 3: Migración entre poblaciones

Verificadores demográficos

- | | |
|-------|----------------------------|
| 3.D.1 | Aislamiento físico |
| 3.D.2 | Aislamiento de cruzamiento |
| 3.D.3 | Dispersión de semillas |
| 3.D.4 | Dispersión de polen |

Verificadores genéticos

- | | |
|-------|----------------|
| 3.G.1 | Flujo de genes |
|-------|----------------|

Indicador 4: Sistema de reproducción

Verificadores demográficos

- | | |
|-------|------------------------------|
| 4.D.1 | Magnitud del caudal parental |
| 4.D.2 | Germinación de semillas |
| 4.D.3 | Abundancia de polinizadores |
| 4.D.4 | Sexualidad |

Verificadores genéticos

- | | |
|-------|------------------------------|
| 4.G.1 | Índice de cruzamiento lejano |
| 4.G.2 | Cruzamiento correlativo |

Fuente: Namkoong et al. 2002.

5. Herramientas para las actividades de conservación

Para establecer la significatividad de los niveles de diversidad genética y endogamia determinados se necesita información relativa a los datos de partida desde los cuales se observa la desviación de la norma. Los estudios para establecer estos datos de partida se ven a menudo comprometidos por la incapacidad de los investigadores para fijar datos realistas respecto de una población a partir de los cuales sea posible observar los cambios y analizar su significado. También los estudios comparativos de las alteraciones producidas por el hombre se ven obstaculizados por la variedad de diseños experimentales y de marcadores aplicados. Además, el problema de la interpretación de los resultados es

agravado tanto por la diversidad de sistemas de ordenación aplicados en todo el mundo como por la variedad de regímenes ecológicos y de reproducción característicos de las especies estudiadas. La mayoría de los estudios observan solamente los efectos sobre la diversidad genética inmediatamente siguientes a las operaciones de aprovechamiento maderero o a una rotación, mientras que normalmente se necesitarán muchas generaciones antes de que la erosión genética comience a ser evidente. El costo y dificultades para llevar a cabo tales estudios de largo plazo requiere adoptar otros métodos.

El modelo ECO-GENE se ha desarrollado para estudiar la repercusión de las actividades silvícolas sobre los bosques templados (Degen et al. 1996). Combina la investigación de la genética de la población y sus procesos dinámicos con el uso de modelos de crecimiento silvícola para simular la repercusión de los tipos e intensidades de ordenación sobre la diversidad genética dentro de una especie. La adaptación y validación de estos modelos propios de bosques templados a las condiciones más complejas de los bosques tropicales exige elaborar modelos con muchos datos sobre la ecología reproductiva y la genética de las especies seleccionadas (Degen et al. 2002; véase también el Capítulo 4 de este libro). Conocer la ecología reproductiva de una especie incluyendo la fenología, mecanismos de incompatibilidad, mecanismos de polinización, distribución en el espacio, dispersión de semillas, regeneración de brinzales y dinámica del rodal permite a los investigadores predecir de qué manera la remoción de árboles causada por el aprovechamiento maderero afectará la capacidad de esa especie para regenerarse. La fase de regeneración es crítica no solamente para el mantenimiento del bosque sino también para evaluar las implicaciones genéticas de un mayor nivel de endogamia en la ordenación sostenible. Si bien se dispone de información sobre la ecología de reproducción y las pautas genéticas y de cruzamiento relativas a una cantidad de especies arbóreas tropicales, hay relativamente pocos estudios sobre los efectos de las diferentes estrategias de ordenación en dichos procesos. No es probable que el empleo de datos genéticos tomados de bosques no sujetos a ordenación ni alterados pueda producir modelos comparativos válidos que ayuden a identificar escenarios críticos y permitan elaborar predicciones esmeradas. La validación de modelos y su consiguiente capacidad de predecir adecuadamente las repercusiones de la ordenación sobre la diversidad genética dependerá por lo tanto de la producción de nuevos datos que evalúen el flujo de polen en las poblaciones sometidas a aprovechamiento maderero; luego se podrán formular recomendaciones especie por especie, que ayudarán a los administradores a no traspasar umbrales genéticos subjetivos, estableciendo niveles permisibles de aprovechamiento maderero y pautas para la selección de árboles que minimicen la endogamia en las especies identificadas como problemáticas.

Es también importante reconocer que las especies arbóreas han desarrollado una serie de estrategias de reproducción, y que la conservación de estos árboles puede verse afectada adversamente por métodos de ordenación que alteren dramáticamente dichos procesos. Por lo tanto, para conservar las especies arbóreas de cruzamiento lejano natural será importante reducir el nivel de repercusión de la endogamia a la vez que se mantiene su diversidad. También será prioritario mantener la flexibilidad del sistema de cultivo de las especies que combinan naturalmente el cruzamiento lejano y la endogamia. Sin embargo, como muchas especies madereras comerciales entran en las agrupaciones ecológicas de árboles 'colonizadores' o árboles de 'larga vida intolerantes a la sombra', la elección de la especie a la que se aplicará el modelo no debería limitarse a las comerciales sino también tener en cuenta otras comunidades ecológicas con diferentes sistemas de cruzamiento y distribución en el espacio. Por su naturaleza, muchas especies 'colonizadoras' o de 'larga vida intolerantes a la sombra' son hasta cierto punto genéticamente resilientes a las alteraciones. En primer lugar una especie será genéticamente adecuada para la ordenación si:

- tiene baja densidad de población; es de crecimiento lento
- es intolerante a la sombra
- es de cruzamiento lejano pero autocompatible
- produce semillas de manera irregular
- es de maduración tardía

- sometida a alteraciones humanas se regenera escasamente
- tiene polinizadores o dispersadores de semillas especializados
- se caracteriza por distribuirse en grupos (Jennings et al. 2001).

Inevitablemente, este tipo de generalizaciones estarán calificadas por la serie de factores que han mostrado influir sobre la variación genética de los árboles, pero empleando un modelo de validación para identificar los factores que señalan cuáles son las especies genéticamente favorables para ser ordenadas se las podrá reunir en grupos de ordenación y redactar directrices para una serie más amplia de especies. La capacidad de extrapolar los resultados de los modelos y elaborar recomendaciones de ordenación más generales para grupos de especies dependerá de contar con una información esmerada que permita clasificar las especies en tales grupos de ordenación. Se ha intentado elaborar un modelo de toma de decisiones sobre la conservación de especies en un marco de conflictos e incertidumbre (Drechsler 2004) pero se llevó a cabo sin consideraciones genéticas.

La limitación de recursos y la falta de información ecológica y genética, junto con la necesidad inmediata de elaborar medidas exigidas para certificar un aprovechamiento maderero sostenible en muchas partes del mundo, ha conducido al método pragmático “de la mejor suposición” basada en los conocimientos disponibles. Adoptar reglas silvícolas sencillas antes de permitir la corta ayuda a asegurar que tendrá lugar una regeneración natural adecuada después del aprovechamiento maderero, que a la vez mantendrá al mínimo los efectos de éste sobre la diversidad genética. Una prioridad para los administradores que cuentan con limitados recursos de investigación deberá ser identificar los tipos de especies y las circunstancias (ecológicas, de ordenación u otras) en las cuales no se pueden desarrollar reglas silvícolas sencillas, o bien para las cuales éstas no funcionarán. Esto los obligará a hacer evaluaciones realistas de las especies que parecen estar en riesgo genético de alteración y a desarrollar estrategias de ordenación destinadas a mitigar posibles problemas (Cuadro 2). Por lo tanto, el certificador debe hacer preguntas oportunas al administrador de bosques o a la autoridad silvícola del país, por ejemplo ‘¿cuáles especies están amenazadas genéticamente por el aprovechamiento maderero?’, ‘¿sobre qué bases las señala?’, ‘¿qué recaudos ha tomado para conservar dichas especies?’

De la misma manera, los administradores deberán decidir acerca de los beneficios que un uso alternativo de la tierra tendrán para la conservación. Muchos de los casos analizados aquí son optimistas acerca del valor de conservación de los bosques y árboles remanentes. Cuando amplias extensiones de bosques han dejado de existir, las iniciativas de conservación hacen hincapié en la conectividad de los mosaicos de paisaje. Esos ejemplos muestran una visión más amplia e integrada de la conservación que abarca una serie de mosaicos de uso de la tierra en lugar de bosques intactos solamente. El diseño, ordenación y seguimiento de los bosques y reservas silvícolas comprenderá pues la evaluación de los tipos ordenados de uso de las tierras en términos de cuán bien — individualmente o en combinación— satisfacen los criterios biológicos de conectividad, así como otros requisitos genéticos y ecológicos, y cómo se deberán modificar estos tipos de uso de la tierra para mantener o mejorar la conectividad y la diversidad (Laurance et al. 1997). Sin embargo, evaluaciones de esta naturaleza todavía necesitarán contener elementos específicos del sitio dada la variedad de conectividad, ordenación de especies y objetivos de uso sostenible de la tierra formulados por diferentes individuos y organizaciones, y los diversos grados de resiliencia de los bosques y sus componentes a las alteraciones. En una zona de amplia canopia silvícola, los agroecosistemas pueden ser evaluados principalmente por el flujo de genes, mientras que en un paisaje mucho más deforestado se debe buscar un más completo complemento de los beneficios biológicos de los agroecosistemas con su específica ubicación en el corredor que conecta diferentes zonas de igual importancia con arreglo a las especies que comprende. Por ejemplo, en la altamente deforestada zona de bosque xerofítico de Honduras occidental, el sistema tradicional de barbecho Quezungal que comprende la ordenación de arbustos regenerados en forma natural, árboles frutales y árboles madereros junto con cultivos (Kass et al. 1993), ofrece una variedad de beneficios de conservación genética a una serie de especies arbóreas nativas. Otros sistemas agrícolas complejos, como el tradicional

café cultivado bajo abrigo, pueden también aprovechar mucho los beneficios de la conservación genética. En contraste, sistemas más sencillos con solo algunos árboles de llanura pueden ofrecer menos beneficios de conservación genética, y no parece que sean mediadores efectivos de flujo de polen para las especies que no tienen mecanismos de autoincompatibilidad.

Por lo tanto, cuando sea apropiado, la ordenación de bosques y especies de árboles debe también tener en cuenta los sistemas de cultivo que se practican en la zona, junto con la densidad de los árboles y su origen y si la regeneración es natural o plantada. Por ejemplo, el mantenimiento de árboles madereros nativos como piso dominante en amplias zonas transformadas en plantaciones de café parece tener efectos genéticos benéficos para el flujo de genes, la cantidad de individuos y la conservación de esas especies arbóreas. En cambio, cuando dicho sistema de ordenación se practica solo en una zona pequeña, la producción de semillas puede mostrar una diversidad genética reducida a causa del cruzamiento biparental o de parientes (Boshier et al. 2004).

El análisis de claros, un medio científico para evaluar hasta qué punto las especies animales y vegetales nativas están protegidas, es una herramienta apropiada para integrar este tipo de información y examinar la eficacia de los actuales mosaicos de uso de la tierra para conservar los recursos genéticos de las especies objetivo. Estudios recientes de ocho especies de coníferas nativas del Pacífico noroccidental de los EE.UU. estratificaron la distribución de las especies en unidades de conservación genética y emplearon análisis de claros para identificar las unidades en las cuales los recursos genéticos no estaban bien conservados (es decir donde había menos de 5000 ejemplares reproductivos) en las zonas protegidas (Lipow et al. 2004).

6. Conclusiones

Documentar y evaluar el impacto humano en la diversidad genética de los árboles silvícolas es un desafío. La diversidad de la biología y ecología de los genes de las especies arbóreas hace que respondan de diversa manera a los diferentes tipos de alteraciones humanas, y por lo tanto la evaluación de las relaciones causales y las repercusiones directas no se deben generalizar fácilmente. Los restantes capítulos de este libro ofrecen otros ejemplos de los efectos que producen los seres humanos en especies con diferentes características biológicas.

Sin embargo los casos examinados en este capítulo ponen en evidencia algunas pautas que como tales tienen implicaciones en las actividades destinadas a conservar los RGS. Esto queda bien ilustrado en el caso de los fragmentos silvícolas remanentes y de los árboles aislados en las fincas. La evidencia resumida en este capítulo sugiere que los árboles existentes en una serie de paisajes y agroecosistemas complejos pueden desempeñar en efecto un papel importante en la viabilidad genética de largo plazo de muchas especies arbóreas nativas. Cumplirán este objetivo facilitando el flujo de genes entre los fragmentos silvícolas, conservando los genotipos que no se encuentran en las reservas o fragmentos, ayudando a mantener un mínimo viable de poblaciones y actuando como intermediarios y huéspedes alternativos para los polinizadores y los dispersadores de semillas (Harvey y Haber 1999); de esta manera funcionarán como corredores biológicos. Así, es importante reconocer el papel complementario que puede desempeñar el mantenimiento de árboles en las fincas para conservar los RGS.

A pesar de esta afirmación y no obstante que los árboles mantenidos en los sistemas agrícolas contribuyen indudablemente a la reproducción de los bosques remanentes, los beneficios y efectos son complejos y varían de una especie a otra. Es decir que una representación desapareja o excesiva de esos árboles en los caudales de polen puede producir un cruzamiento no aleatorio y la reducción de la diversidad genética en las generaciones subsiguientes. Emplear árboles que crecen en los sistemas agrícolas como fuente de semillas para la restauración ecológica es objeto de debate, especialmente en situaciones donde las fuentes 'locales' de semillas, supuestamente adaptadas a las condiciones locales, pueden presentar problemas de baja diversidad genética y endogamia.

Por lo tanto no debemos ni subestimar ni sobreestimar el grado en que los árboles que crecen en los agroecosistemas pueden beneficiar la conservación genética de las especies arbóreas silvícolas. Esto es verdad en especial para muchas de las especies arbóreas que se encuentran en los agroecosistemas y que también están presentes en cantidades adecuadas en los fragmentos silvícolas existentes. Por otro lado, algunas especies amenazadas por su bajo número de ejemplares derivado sea de la deforestación, fragmentación, prácticas de aprovechamiento maderero o rareza natural, no se encontrarán profusamente en los agroecosistemas puesto que las condiciones de esos ambientes domesticados no son favorables para su regeneración. Por lo tanto, la mayor posibilidad de que los árboles desempeñen un papel de conservación en los agroecosistemas se dará en zonas altamente deforestadas donde los fragmentos silvícolas o las reservas son pequeños o no existen, y donde la salvaguarda de esos árboles representa una parte importante del caudal de genes de una población o especie en particular. Bajo estas circunstancias, la conservación de las especies arbóreas en paisajes domesticados, a menudo bajo los auspicios de prácticas tradicionales de ordenación, puede liberar recursos que se destinen a especies arbóreas amenazadas de manera más crítica y que requieren métodos de conservación más convencionales y demandan muchos recursos, incluyendo por lo general métodos *in situ*. Subestimar la capacidad de muchas especies para persistir en grandes cantidades en dichos agroecosistemas puede desviar la asignación de los limitados recursos de conservación hacia especies que no se encuentran realmente amenazadas (Boshier et al. 2004).

Los beneficios de las diferentes prácticas de uso de la tierra para la conservación de los RGS deben ser reconocidos, promovidos y por supuesto evaluados continuamente. El desarrollo y ejecución de estrategias de conservación en zonas sujetas a la perturbación provocada por el hombre requiere un método interdisciplinario que equilibre los requisitos de conservación con las necesidades humanas básicas. Debemos hacer ver a las organizaciones de desarrollo que la regeneración natural puede tener beneficios para la conservación a la vez que proveer los recursos socioeconómicos preferidos por los habitantes locales. También debemos buscar una estrecha consulta con todas las partes involucradas para determinar no solamente el potencial de integración de la conservación y el desarrollo económico, sino también qué especies pueden ser conservadas en estos sistemas, tanto desde la perspectiva biológica como de uso. Esto requerirá que las organizaciones de desarrollo se interesen por la conservación de la biodiversidad y que haya una eficaz comunicación de ida y vuelta entre ambos grupos. Una colaboración de este tipo asegurará los beneficios de la conservación y del desarrollo e incluirá la difusión de germoplasma arbóreo diverso y adaptado localmente para satisfacer los múltiples requisitos de bienes y servicios de la gente.

Referencias

- Aldrich, P.R. and J.L. Hamrick. 1998. Reproductive dominance of pasture trees in a fragmented tropical forest mosaic. *Science* 281:103-105.
- Allen-Wardell, G., P. Bernhardt, R. Bitner, A. Burquez, S. Buchmann, J. Cane, P.A. Cox, V. Dalton, P. Feinsinger, M. Ingram, D. Inouye, C.E. Jones, K. Kennedy, P. Kevan, H. Koopowitz, R. Medellín, S. Medellín-Morales and G.P. Nabhan. 1998. The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. *Conserv. Biol.* 12:8-17.
- Anon. 2000. Forest Management Certification Standards and Checklist (version 4) of the Ghana Forest Management Certification Systems Project (EU Contract B7-620/97-/4VIII/ FOR and NEDA Project GH 008701).
- Apsit, V. and J.L. Hamrick. (In review). Estimating pollen flow and effective population sizes of fragmented *Enterolobium cyclocarpum* populations in Costa Rica. Submitted to *Evolution*.
- Ballal, S.R., S.A. Foré and S.I. Guttman. 1994. Apparent gene flow and genetic structure of *Acer saccharum* subpopulations in forest fragments. *Can. J. Bot.* 72:1311-1315.
- Billingham, M.R. 1999. Genetic structure, localised adaptation and optimal outcrossing distance in two neotropical tree species. PhD Thesis, University of Oxford, UK.

- Boshier, D.H., M.R. Chase and K.S. Bawa. 1995. Population genetics of *Cordia alliodora* (Boraginaceae), a neotropical tree. 2. Mating system. *Am. J. Bot.* 82:476-483.
- Boshier, D.H., J.E. Gordon and A.J. Barrance. 2004. Prospects for *in situ* tree conservation in Mesoamerican dry forest agro-ecosystems. Pp. 210-226 in *Biodiversity Conservation in Costa Rica, Learning the Lessons in the Seasonal Dry Forest* (G.W. Frankie, A. Mata and S.B. Vinson, eds.). University of California Press, Berkeley, USA.
- Brown, A.H.D. and C.M. Hardner. 2000. Sampling the gene pools of forest trees for *ex situ* conservation. Pp. 185-196 in *Forest Conservation Genetics: Principles and Practice* (A. Young, D.H. Boshier and T.J. Boyle, eds.). Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO) Publishing, Melbourne, Australia and CAB International, Wallingford, UK.
- Buchert, G.P., O.P. Rajora, J.V. Hood and B.P. Dancik. 1997. Effects of harvesting on genetic diversity in old-growth eastern white pine in Ontario, Canada. *Conserv. Biol.* 11:747-758.
- Carney, S.E., D.E. Wolf and L.H. Rieseberg. 2000. Hybridisation and forest conservation. Pp. 167-182 in *Forest Conservation Genetics: Principles and Practice* (A. Young, D.H. Boshier and T.J. Boyle, eds.). Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO) Publishing, Melbourne, Australia and CAB International, Wallingford, UK.
- CIFOR C&I (Centre for International Forestry Research Criteria and Indicators) Team. 1999. CIFOR Criteria and Indicators Generic Template. Criteria and Indicators Toolbox Series No. 2. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Cornuet, J.M. and G. Luikart. 1996. Description and power analysis of two tests for detecting recent population bottlenecks from allele frequency data. *Genetics* 144:2001-2014.
- Degen, B., H.-R. Gregorius and F. Scholz. 1996. ECO-GENE, a model for simulation studies on the spatial and temporal dynamics of genetic structures of tree populations. *Silvae Genet.* 45:323-329.
- Degen, B., D.W. Roubik and M.D. Loveless. 2002. Impact of selective logging and forest fragmentation on the seed cohorts of an insect-pollinated tree: a simulation study. Pp. 108-119 in *Modelling and Experimental Research on Genetic Processes in Tropical and Temperate Forests*, (B. Degen, M.D. Loveless and A. Kremer, eds.). EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) Amazonia Oriental, Belém, Brazil.
- Dick, C.W. 2001. Genetic rescue of remnant tropical trees by an alien pollinator. *Proc. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 268:2391-2396.
- Dick, C.W., G. Etchelecu and F. Austerlitz. 2003. Pollen dispersal of tropical trees (*Dinizia excelsa*: Fabaceae) by native insects and African honeybees in pristine and fragmented Amazonian rainforest. *Mol. Ecol.* 12:753-764.
- Drechsler, M. 2004. Model-based conservation decision aiding in the presence of goal conflicts and uncertainty. *Biodiv. Conserv.* 13:141-164.
- El Mousadik A. and R.J. Petit. 1996. High level of genetic differentiation for allelic richness among populations of the argan tree *Argania spinosa* (L.) Skeels endemic to Morocco. *Theor. Appl. Genet.* 92:832-839.
- Eldridge, K.G. 1998. Californian Radiata pine seed in store: what to do with it? Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO) Forestry and Forest Products, client report no 389. Canberra, Australia.
- Eldridge, K., J. Davidson, C. Harwood and G. van Wyk (eds.). 1993. *Eucalyptus Domestication and Breeding*. Clarendon Press, Oxford, UK.
- Foré, S.A., R.J. Hickey, J.L. Vankat, S.I. Guttman and R.L. Schaefer. 1992. Genetic structure after forest fragmentation: a landscape ecology perspective on *Acer saccharum*. *Can. J. Bot.* 70:1659-1658.
- Friedman, S.T. and W.T. Adams. 1985. Estimation of gene flow into two seed orchards of loblolly pine (*Pinus taeda* L.). *Theor. Appl. Genet.* 69:609-615.
- Geburek, T. 2000. Effects of environmental pollution on the genetics of trees. Pp. 135-157 in *Forest Conservation Genetics: Principles and Practice* (A. Young, D.H. Boshier and T.J. Boyle, eds.). Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO) Publishing, Melbourne, Australia and CAB International, Wallingford, UK.

- Ghazoul, J., K.A. Liston and T.J.B. Boyle. 1998. Disturbance induced density-dependent seed set in *Shorea siamensis* (Dipterocarpaceae), a tropical forest tree. *J. Ecol.* 86:462-473.
- Glaubitz, J.C., J.C. Murrell and G.F. Moran. 2003a. Effects of native forest regeneration practices on genetic diversity in *Eucalyptus considianiana*. *Theor. Appl. Genet.* 107:422-431.
- Glaubitz, J.C., H. Wu and G.F. Moran. 2003b. Impacts of silviculture on genetic diversity in the native forest species *Eucalyptus sieberi*. *Conserv. Genet.* 4:275-287.
- Grayson, A.J. and W.B. Maynard (eds.). 1997. *The World's Forests – Rio+5: International Initiatives towards Sustainable Management*. Commonwealth Forestry Association, Oxford, UK.
- Gribel, R., P.E. Gibbs and A.L. Queiroz. 1999. Flowering phenology and pollination biology of *Ceiba pentandra* (Bombaceae) in central Amazonia. *J. Trop. Ecol.* 15:247-263.
- Griffing, A.R. 1990. Effects of inbreeding on growth of forest trees and implications for management of seed supplies for plantation programmes. Pp. 355-374 in *Reproductive Ecology of Tropical Forest Plants*, (K.S. Bawa and M. Hadley, eds.). Parthenon Publishing, London, UK.
- Hamrick, J.L. 1992. Distribution of genetic diversity in tropical tree populations: implications for the conservation of genetic resources. Pp. 74-82 in *Breeding Tropical Trees*, Proceedings of the International Union of Forest Research Organizations (IUFRO) S2.02-08 Conference 9-18 October 1992, Cali, Colombia.
- Hamrick, J.L. and J.D. Nason. 1996. Consequences of dispersal in plants. Pp. 203-236 in *Population Dynamics in Ecological Space and Time*, (O.E. Rhodes, R.K. Chesser and M.H. Smith, eds.). University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Hardner, C.M., B.M. Potts and P.L. Gore. 1998. The relationship between cross success and spatial proximity of *Eucalyptus globulus* ssp. *globulus* parents. *Evolution* 52:614-618.
- Harvey, C.A. and W.A. Haber. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agrof. Systems* 44:37-68.
- Hawthorne, W.D., V. Agyeman and M. Abu Juam. 1999. Improving the logging system in Ghana: research results from Department of International Development Forestry Research Programme Project R6716. Pp. 89 in *Workshop Proceedings*, Kumasi, Ghana, 29-30 March 1999. FRR, Bristol, UK.
- Henle, K., D.B. Lindenmayer, C.R. Margules, D.A. Saunders and C. Wissel. 2004. Species survival in fragmented landscapes: where are we now? *Biodivers. Conserv.* 13:1-8.
- Heywood, V.H. and S.N. Stuart. 1992. Species extinctions in tropical forests. Pp. 91-117 in *Tropical Deforestation and Species Extinction*, (T.C. Whitmore and J.A. Sayer, eds.). Chapman and Hall, London, UK.
- Hughes, C.E. 1998. *Leucaena: a Genetic Resources Handbook*. Tropical Forestry Paper No. 37, Oxford Forestry Institute, Oxford, UK.
- IMAFLO/AMAZON/IPGRI (Institute of Forestry and Agricultural Management and Certification/Amazon Institute of People and the Environment/International Plant Genetic Resources Institute). 2004. Final report of the project Criteria and Indicators for Monitoring and Evaluation of the Genetic Sustainability of Forest Management. IPGRI, Rome, Italy.
- ITTO (International Tropical Timber Organization). 1998. Criteria and indicators for sustainable management of natural tropical forests. ITTO Policy Development Series No. 7.
- Janzen, D.H. 1986. Blurry catastrophes. *Oikos* 47:1-2.
- Jennings, S.B., N.D. Brown, D.H. Boshier, T.C. Whitmore and J.C.A. Lopes. 2001. Ecology provides a pragmatic solution to the maintenance of genetic diversity in sustainably managed tropical rain forests. *For. Ecol. Manage.* 154:1-10.
- Kass, D.C.L., C. Foletti, L.T. Szott, R. Landaverde and R. Nolasco. 1993. Traditional fallow systems of the Americas. *Agrof. Systems* 23:207-218.
- Kitamura, K., A.R. Mohamad Yusof, O. Ochiai and H. Yoshimaru. 1994. Estimation of outcrossing rate on *Dryobalanops aromatica* Gaertn. F. in primary and secondary forests in Brunei, Borneo, southeast Asia. *Plant Species Biol.* 9:37-41.

- Kuusipalo, J. and J. Kangas. 1994. Managing biodiversity in a forestry environment. *Conserv. Biol.* 8:450-460.
- Laurance, W.F., R.O. Bierregaard Jr, C. Gascon, R.K. Didham, A.P. Smith, A.J. Lynam, V.M. Viana, T.E. Lovejoy, K. Sieving, J.W. Sites Jr, M. Andersen, M. Tocher, E. Kramer, C. Restrepo and C. Moritz. 1997. Tropical forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic discipline. Pp. 502-514 *in* Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities, (W.F. Laurance and R.O. Bierregaard Jr, eds.). University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Ledig, F.T. 1988. The conservation of genetic diversity in forest trees. *Bioscience* 38:471-479.
- Ledig, F.T. 1992. Human impacts on genetic diversity in forest ecosystems. *Oikos* 63:87-108.
- Lipow, S.R., K. Vance-Borland, J.B. St Clair, J. Henderson and C. McCain. 2004. Gap analysis of conserved genetic resources for forest trees. *Conserv. Biol.* 18:412-423
- Luikart, G. and J.M. Cornuet. 1998. Empirical evaluation of a test for identifying recently bottlenecked populations from allele frequency data. *Conserv. Biol.* 12:228-237.
- Mátyás, C. 1996. Climatic adaptation of trees: rediscovering provenance tests. *Euphytica* 92:45-54.
- Melbourne, B.A., K.F. Davies, C.R. Margules, D.B. Lindenmayer, D.A. Saunders, C. Wissel and K. Henle. 2004. Species survival in fragmented landscapes: where to from here? *Biodivers. Conserv.* 13:275-284.
- Milligan, B.G. and A.E. Strand. 1996. Genetics and conservation biology: assessing historical trends in the demography of populations. Pp. 125-137 *in* Southwestern Rare and Endangered Plants: Proceedings of the Second Conference, (J. Maschinski, H.D. Hammond and L. Holter, eds.). General Technical Report RM-GTR-283. United States Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, USA.
- Murawski, D.A. and J.L. Hamrick. 1991. The effect of the density of flowering individuals on the mating systems of nine tropical tree species. *Heredity* 67:167-174.
- Murawski, D.A. and J.L. Hamrick. 1992a. The mating system of *Cavanillesia platanifolia* under extremes of flowering-tree density: a test of predictions. *Biotropica* 24:99-101.
- Murawski, D.A. and J.L. Hamrick. 1992b. Mating system and phenology of *Ceiba pentandra* (Bombacaceae) in central Panama. *J. Hered.* 83:401-404.
- Murawski, D.A., J.L. Hamrick, S.P. Hubbell and R.B. Foster. 1990. Mating systems of two Bombacaceous trees of a neotropical moist forest. *Oecologia* 82:501-506.
- Namkoong G. 1993. A gene conservation plan for loblolly pine. *Can. J. For. Res.* 27:433-437.
- Namkoong, G., T. Boyle, Y.A. El-Kassaby, C. Palmberg-Lerche, G. Eriksson, H.-R. Gregorius, H. Joly, A. Kremer, O. Savolainen, R. Wickneswari, A. Young, M. Zeh-Nio and R. Prabhu. 2002. Criteria and indicators for sustainable forest management: assessment and monitoring of genetic variation. Forest Genetic Resources Working Paper FGR/37E, Forest Resources Development Service, Forest Resources Division, Forestry Department, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome, Italy.
- Nason, J.D. and J.L. Hamrick. 1997. Reproductive and genetic consequences of forest fragmentation: two case studies of neotropical canopy trees. *J. Hered.* 88:264-276.
- Neale, D.B. 1985. Genetic implications of shelterwood regeneration of Douglas-fir in southwest Oregon. *For. Sci.* 31:995-1005.
- Neel, M.C. and M.P. Cummings. 2003. Effectiveness of conservation targets in capturing genetic diversity. *Conserv. Biol.* 17:219-221
- Prober, S.M. and A.H.D. Brown. 1994. Conservation of the grassy white box woodlands – population genetics and fragmentation of *Eucalyptus albens*. *Conserv. Biol.* 8:1003-1013.
- Riggs, L.A. 1990. Conserving genetic resources on-site in forest ecosystems. *For. Ecol. Manage.* 35:45-68.

- Robinson, D. 1996. Participatory resource use studies: a tool for community forest management. Unpublished MSc Dissertation, University of Oxford, UK.
- Rocha, O.J. and G. Aguilar. 2001. Reproductive biology of the dry forest tree *Enterolobium cyclocarpum* (Guanacaste) in Costa Rica: a comparison between trees left in pastures and trees in continuous forest. *Am. J. Bot.* 88:1607-1614.
- Rowe, R. and Q. Cronk. 1995. Applying molecular techniques to plant conservation: screening genes for survival. *Plant Talk* 1:18-19.
- Saunders, D.A., R.J. Hobbs and C.R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Biol. Conserv.* 5:18-32.
- Schmidt, L. 2001. Guide to Handling of Tropical and Subtropical Forest Seed. Danish International Development Agency (DANIDA) Forest Seed Centre, Humlebaek, Denmark.
- Schmidtling, R.C. 1994. Use of provenance tests to predict response to climatic change: loblolly pine and Norway spruce. *Tree Physiol.* 14:805-817.
- Schnabel, A. and J.L. Hamrick. 1995. Understanding the population genetic structure of *Gleditsia triacanthos* L.: the scale and pattern of pollen gene flow. *Evolution* 49:921-913.
- Sim, B.L. 1984. The genetic base of *Acacia mangium* Willd. in Sabah. Pp. 597-603 in Provenance and Genetic Improvement Strategies in Tropical Forest Trees, (R.D. Barnes and G.L. Gibson, eds.). Commonwealth Forestry Institute, Oxford, UK, and Forest Research Centre, Harare, Zimbabwe.
- Stacy, E.A. 1998. Cross-compatibility in tropical trees: associations with outcrossing distance, inbreeding, and seed dispersal. *Am. J. Bot.* 85(6):62.
- Stacy, E.A., J.L. Hamrick, J.D. Nason, S.P. Hubbell, R.B. Foster and R. Condit. 1996. Pollen dispersal in low-density populations of three neotropical tree species. *Am. Nat.* 148:275-298.
- Thomas, B.R., S.E. Macdonald, M. Hicks, D.L. Adams and R.B. Hodgetts. 1999. Effects of reforestation methods on genetic diversity of lodgepole pine: an assessment using microsatellite and randomly amplified polymorphic DNA markers. *Theor. Appl. Genet.* 98:793-801.
- White, G.M., D.H. Boshier and W. Powell. 2002. Increased pollen flow counteracts fragmentation in a tropical dry forest: an example from *Swietenia humilis* Zuccarini. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 99:2038-2042.
- Wickneswari, R. and T.J.B. Boyle. 2000. Effects of logging and other forms of harvesting on genetic diversity in humid tropical forests. Pp. 115-122 in *Forest Conservation Genetics: Principles and Practice*, (A. Young, D. Boshier and T.J. Boyle, eds.) CAB International, Wallingford, UK and Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO) Publishing, Collingwood, Australia.
- Wickneswari, R., C.T. Lee, M. Norwati and T.J.B. Boyle. 1997a. Immediate effects of logging on the genetic diversity of five tropical rainforest species in a ridge forest in peninsular Malaysia. Paper presented at CIFOR wrap-up workshop on Impact of Disturbance, Bangalore, India, August 1997. Centre for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia.
- Wickneswari, R., C.T. Lee, M. Norwati and T.J.B. Boyle. 1997b. Effects of logging on the genetic diversity of six tropical rainforest species in a regenerated mixed dipterocarp lowland forest in peninsular Malaysia. Paper presented at CIFOR wrap-up workshop on Impact of Disturbance, Bangalore, India, August 1997. Centre for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia.
- Williams, C.G. and O. Savolainen. 1996. Inbreeding depression in conifers: implication for breeding strategy. *For. Sci.* 42:102-117.
- Young, A. and T. Boyle. 2000. Forest fragmentation. Pp. 123-134 in *Forest Conservation Genetics: Principles and Practice*, (A. Young, D. Boshier and T. Boyle, eds.). CAB International, Wallingford, UK and Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO) Publishing, Collingwood, Australia.
- Young, A., D.H. Boshier and T.J. Boyle (eds.). 2000. *Forest Conservation Genetics: Principles and Practice*. Commonwealth Scientific and Industrial Research

Organization (CSIRO) Publishing, Melbourne, Australia and CAB International, Wallingford, UK.

Young, A., T.J. Boyle and T. Brown. 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends Ecol. Evol.* 10:413-418.

Young, A., H.G. Merriam and S.I. Warwick. 1993. The effects of forest fragmentation on genetic variation in *Acer saccharum* Marsh. (sugar maple) populations. *Heredity* 71:277-289.



Capítulo 2

Desafíos y oportunidades de ordenación de bosques comunales en América del Sur

D. Pacheco, K. Andersson y M. Hoskins

International Forestry Resources and Institutions (IFRI) Research Programme, Indiana University, EE.UU.

1. Introducción

En este capítulo se analizan los principales factores que influyen en el éxito o fracaso de la ordenación de los recursos silvícolas a escala comunal en una serie de contextos de América del Sur. Se revisan y resumen los postulados de la creciente bibliografía que trata este tema y luego se los examina en el contexto de estudios de caso de cinco países de América del Sur.

La mayoría de los especialistas que estudian las disposiciones institucionales destinadas a administrar recursos naturales coincide en que los bosques deben ser considerados fuentes de recursos comunes (FRC) puesto que no son bienes públicos ni privados pero comparten elementos de ambos. Esta característica hace que los bosques sean particularmente vulnerables a la degradación y sobreaprovechamiento porque es difícil excluir a la gente de su disfrute (es decir que son recursos “sustraíbles”; ver la Sección 2 más adelante), lo que lleva a un consumo excesivo. Para evitar resultados tan negativos y lograr la sostenibilidad silvícola, decimos que las comunidades que administran bosques necesitan instituciones. Estas se definen aquí como conjuntos de reglas acordadas y respetadas por la mayoría de los miembros de la comunidad, que controlan el acceso y regulan la competencia por los recursos silvícolas (Winter 1998; Ostrom et al. 2002).

La Sección 2 de este capítulo presenta a los bosques como FRC, describiendo y analizando los principales problemas que enfrentan los grupos de usuarios para administrarlos. Esta sección también examina los principales factores, atributos e indicadores vinculados con la eficacia de la ordenación comunal de los bosques, resumidos como atributos tanto del recurso como de sus usuarios. El estudio se funda principalmente en investigaciones de Ostrom (1998), Gibson et al. (2000) y Agrawal (2001) que resumen los problemas planteados a la ordenación comunitaria de los bosques, y que derivan de los atributos particulares del recurso, en este caso el bosque, y de los usuarios.

La Sección 3 presenta un examen histórico de algunos aspectos específicos de la ordenación comunal de los bosques en América del Sur. Comparados con los grupos comunitarios silvícolas formales de regiones en desarrollo de África oriental y Asia meridional, los grupos de usuarios de América del Sur tienen acceso a recursos silvícolas relativamente valiosos. Si bien en América del Sur la legislación formal que permite el aprovechamiento comunitario de los bosques es más bien reciente, los problemas de las comunidades rurales para administrarlos no son nuevos. En consecuencia, consideramos que contar en América del Sur con instituciones locales mitigará positivamente los efectos de factores exógenos como las políticas nacionales y las fuerzas de mercado.

La Sección 4 de este capítulo presenta tres breves estudios de caso que destacan de qué manera algunas comunidades rurales han modificado sus instituciones locales vinculadas con el sector silvícola o cómo pueden obtener ventajas de las nuevas

reglamentaciones gubernamentales y oportunidades de mercado. El Caso 1 proviene de Bolivia, donde las leyes exigen a las comunidades indígenas Yuracaré que documenten el uso histórico de la tierra antes de poder asegurarse la propiedad del bosque. Los yuracaré tienen también que desarrollar un plan de ordenación silvícola aprobado por el servicio silvícola antes de aprovechar los árboles, incluso los que se encuentran en sus propias tierras. Trabajando con un equipo del International Forestry Resources and Institutions (IFRI) que incluye a profesionales de ciencias sociales y expertos silvícolas, las comunidades pudieron documentar su historia y desarrollar planes silvícolas para adquirir esos derechos. Como consecuencia, los usos tradicionales de subsistencia de los bosques se ampliaron e incluyen ahora cosechas para el mercado, y los yuracaré tuvieron que desarrollar nuevas instituciones locales para aprovechar las nuevas oportunidades de mercado (Becker y Leon 2000).

El Caso 2 proviene de México. Allí un grupo indígena zapoteca tenía instituciones locales para ordenar bosques para su subsistencia, pero de acuerdo con el gobierno se reorganizaron para aprovechar los nuevos derechos a comercializar maderas industriales con el gobierno mexicano. A la fecha la comunidad ha desarrollado planes de ordenación silvícola y recibirá un nuevo certificado silvícola de parte del Programa “SmartWood” del Consejo de Administración Silvícola, una organización no gubernamental (ONG) creada para promover la ordenación responsable de los bosques en todo el mundo.

El Caso 3 proviene de Honduras, donde nuevas leyes han trasladado la propiedad legal de grandes zonas boscosas del gobierno nacional a las municipalidades. Sin embargo los habitantes del lugar afirman que esto no resuelve muchos de sus problemas, por lo que organizaron cooperativas y federaciones de cooperativas para fortalecer su capacidad para negociar mejores contratos, accesos y mercadeo.

En la Sección 5 se presenta un análisis descriptivo de los datos del IFRI acerca de las principales características de los bosques en América del Sur, a fin de hacer resaltar las oportunidades y desafíos que enfrentan allí los grupos de usuarios de los bosques. En esa sección figuran también nuestras expectativas de que allí donde los grupos de usuarios hayan organizado sus actividades colectivas de manera más cohesionada, encontraremos bosques más saludables.

También en esa sección se aplicaron estadísticas descriptivas y un análisis sencillo de tabulación cruzada para examinar los datos empíricos sobre los atributos y características de las colonias o aldeas, los grupos de usuarios de bosques y los bosques mismos. Los investigadores del programa de investigación del IFRI recogieron esta información en visitas a 34 sitios de Bolivia, Ecuador, Guatemala, Honduras y México entre 1994 y 2002. La información de cada uno de esos lugares se recogió siguiendo los mismos métodos y procedimientos para que los datos pudieran compararse.

Las estadísticas descriptivas elaboradas en esos lugares ilustran la variedad de condiciones locales presentes en nuestro ejemplo. El análisis de tabulación cruzada evalúa la relación de las instituciones locales con las condiciones de los bosques de cada uno de los sitios para comprobar si hay alguna asociación estadísticamente significativa entre unas actividades colectivas altamente organizadas y las condiciones relativamente buenas del bosque. Nuestros resultados indican que mientras más fuertes son las instituciones locales para el seguimiento y aprovechamiento del bosque mejores son sus condiciones, pero no podemos afirmar que contar con instituciones locales fuertes sea suficiente para resolver cualquier tipo de dilema colectivo.

2. La naturaleza de los bienes silvícolas

A medida que crecen la población humana y sus necesidades, los ciudadanos y funcionarios de todo el mundo buscan soluciones para el problema de la degradación de los bosques y la deforestación. Numerosos factores contribuyen a que la ordenación eficaz de los bosques tropiece con muchos desafíos. La mayoría de estos desafíos surgen de las características biofísicas de los recursos silvícolas.

Los especialistas en políticas clasifican los recursos en bienes públicos o privados sobre la base de dos características: (i) la facilidad con que los potenciales usuarios externos

puedan ser excluidos del acceso a los recursos = la “excluibilidad” del bien y (ii) si una vez consumido un recurso queda disponible para el consumo de otros = la “consunción” de un bien (Ostrom y Ostrom 1999). La consunción puede ser tanto sustractiva como conjunta; en el primer caso un bien consumido por un hogar deja de estar disponible para otro (por ejemplo, un árbol) y el segundo muestra una situación en la cual un hogar puede gozar los beneficios de un bien sin sustraerlo de la cantidad disponible para otro (por ejemplo el aire puro; Varughese 1999).

Por lo tanto, los bienes varían según sus atributos inherentes. Los bienes no excluibles ni sujetos a rivalidad, como los peces de los océanos, se llaman FRC. Los bienes públicos como un clima estable no son excluibles ni sustraíbles y benefician a toda la humanidad, mientras que los bienes privados son tanto excluibles como sustraíbles. Los bienes sujetos a tarifa, como las carreteras con peaje, son excluibles pero no sustraíbles. El Cuadro 1 ilustra la complejidad de los recursos silvícolas, resumiendo sus diferentes atributos biofísicos.

La definición de propiedad común varía entre los especialistas. No obstante, la mayoría de las definiciones de derechos de propiedad común incluyen los siguientes elementos: (i) un grupo de copropietarios bien definido, quienes (ii) establecen y adhieren a un régimen de ordenación bien definido que incluye (iii) el acceso proscripto por los propietarios y la exclusión de los no propietarios y (iv) los derechos y deberes de los dueños con respecto a las proporciones de uso del recurso de propiedad común (Feeny et al. 1990; Swaney 1990; Bromley 1991).

Todas las FRC son sustraíbles de su ambiente natural con poca excluibilidad, e incluyen recursos como forraje, leña, hierbas, frutos y agua. Pero una vez que han sido sustraídos por un hogar se transforman en bienes privados y por lo tanto son fácilmente excluibles. Los bienes públicos como el aire puro y el agua pura pueden ser consumidos no solo por los hogares que comparten el bosque sino también por otras personas ajenas al mismo. Sin embargo, los bosques también pueden entrar en la categoría de bienes sujetos a tarifa si existen zonas sagradas a las cuales solo pueden ir algunas personas autorizadas, cuando las reglas internas del grupo de usuarios silvícolas excluyen a todos los demás hogares.

Se considera que los mecanismos de mercado son las mejores instituciones para gobernar los bienes privados y los sujetos a tarifa, en especial a causa de sus características de fácil excluibilidad. Dada su no sustraibilidad se piensa por lo general que los bienes públicos son mejor ordenados en la esfera de competencia de los gobiernos. Por otro lado las FRC combinan aspectos problemáticos de ambas dimensiones. Puesto que son sustraíbles como los bienes privados, pueden ser sobreutilizados e incluso destruidos, pero dado que suele resultar costoso controlar el acceso a los mismos (= excluibilidad) puede ser difícil restringir el porcentaje de consumo. La mayoría de los recursos naturales por los que todos se preocupan son los de las fuentes de bienes comunes. Entre ellos

Cuadro 1. Agrupación de los productos silvícolas sobre la base de dos series de atributos. Fuente: adaptado de Varughese (1999).

		Consunción	
		Sustractiva	Conjunta
Exclusión	Difícil	<i>Patrimonio común de recursos</i> Forraje, leña, hierbas, frutos	<i>Público</i> Hábitat de especies vegetales y animales, clima local, protección de la cuenca hidrográfica, extracción de carbón, reservorios de biodiversidad
	Fácil	<i>Privado</i> Forraje, leña, hierbas, frutos, agua	<i>Bienes sujetos a tarifa</i> Zonas o productos de significado religioso

están los productos silvícolas, el agua para riego y la pesca. Su ordenación eficaz sigue siendo una de las tareas más difíciles que enfrenta la política pública moderna. La mayoría de los ecosistemas silvícolas comparte las principales características de las FRC y, como tales, su gobierno plantea desafíos diferentes y considerablemente más difíciles que los recursos de menor escala, sean estos privados o públicos.

Otra complicación del uso de los recursos silvícolas es que ciertos tipos de uso de los bosques pueden producir significativos efectos secundarios o externos (= externalidades). Por ejemplo, el aprovechamiento de árboles en la ladera de una colina puede alterar la composición local de especies, la capacidad de extracción de carbón de un ecosistema silvícola mayor o, a causa del entarquinado, la calidad de los cursos de agua y lagos vecinos. Por ello el gobierno eficaz de los recursos silvícolas debe adoptar un punto de vista más amplio respecto de las externalidades vinculadas con la ordenación a fin de evitar efectos negativos.

Por último, la naturaleza espacial y temporal de los bosques y sus externalidades potenciales a menudo no coinciden con las jurisdicciones políticas existentes. Los límites de los bosques rara vez coinciden con las fronteras políticas, lo que da a los administradores locales una comprensión apenas parcial del recurso silvícola total. A menudo se necesitan décadas para que un bosque degradado se regenere, y puede llevar el mismo tiempo comprender el verdadero impacto de las políticas silvícolas. Sin embargo, las instituciones políticas por lo general alientan a los funcionarios para que operen en marcos temporales más breves. Por lo tanto no es raro que quienes elaboran las políticas ignoren algunos de los problemas más serios relacionados con los bosques.

En resumen, los bosques presentan muchas características que desafían las soluciones políticas simples. Las FRC, donde resulta difícil la exclusión de los usuarios potenciales, pueden plantear desafíos de ordenación a los responsables de las políticas y a quienes las hacen cumplir. Los bosques plantean importantes externalidades con relación a sus servicios atmosféricos, hidrológicos y biológicos, muchos de los cuales son difíciles de cuantificar y controlar. Los bosques son también complejos en el sentido de que pueden generar una miríada de productos como madera de construcción o combustible, fauna silvestre atrapada o cazada, hojas, frutos, forrajes, semillas, paja, sombra, recreación, piedras y suelo fértil, junto con gran número de otros productos consumidos por la gente. Todos estos productos pueden madurar a diferente velocidad, pueden ser ordenados utilizando tanto métodos consuntivos como no consuntivos y pueden tener características de fuente común, bienes públicos o privados, a la vez que proveen servicios de ecosistemas a las localidades, las regiones o los países.

2.1 Características de los bosques de propiedad común

Uno de los motivos más comunes de confusión acerca de la ordenación de las FRC es la dificultad de distinguir sus características del respectivo régimen de derechos de propiedad. Parte de esta confusión parece surgir de la terminología misma. Por ejemplo, el derecho a una FRC como ser un bosque puede pertenecer al público en general (= propiedad estatal), al gobierno (= propiedad gubernamental) a un individuo privado (= propiedad privada individual) o a un grupo de individuos (= propiedad privada de un grupo). De igual manera "cuando no pertenecen a nadie o, paradójicamente pertenecen a 'todos', son utilizados como recursos abiertos a quienquiera que pueda acceder" (Ostrom 2003).

McKean (2000) afirma que el derecho individual de propiedad privada no suele ser la mejor base para ordenar eficazmente un bosque. Argumenta que la privatización de los bosques conduce a menudo a su fragmentación, lo que puede alterar gravemente el adecuado funcionamiento del ecosistema silvícola. Dados estos inconvenientes, ella considera que los bosques están mejor adaptados para ser ordenados en regímenes de propiedad común que tienen mayores probabilidades de mantener juntas porciones mucho más grandes de bosques contiguos. Estos sistemas también tienden a ser administrados de manera más eficaz.

Gobernar los bosques como propiedad privada común puede tener muchas ventajas respecto de tratarlos como propiedad privada individual, pero esto no significa que esté

exenta de sus propios problemas. Los usuarios de los bosques pueden tener intereses y finalidades en conflicto con respecto a su uso. Además, los individuos de un mismo grupo de usuarios pueden tener diversos niveles de conocimiento acerca del recurso y diferente acceso a la información, a los recursos económicos y al poder político. Estas asimetrías complican los esfuerzos individuales tendientes a alcanzar un buen resultado conjunto, o sea a definir el modo en que deberían ordenar el bosque de propiedad colectiva. Los especialistas en ciencias sociales dedican considerable atención a los problemas que plantea el gobierno de los bosques como propiedad común. En la siguiente sección se examinan los principales resultados de esta rama de investigación de las ciencias sociales.

2.2 Desafíos de la administración de los bosques como propiedad común

Los problemas de las actividades colectivas “surgen cuando los individuos que forman parte de un grupo seleccionan estrategias cuyos resultados no son óptimos desde el punto de vista de todo el grupo” (Ostrom y Walker 1997). Estos problemas son provocados por falta de información, dificultades de coordinación, obstáculos para lograr la exclusión y rivalidades en la extracción (Poteete y Ostrom 2002). Esto produce asimetrías en la información y entonces surgen los problemas de motivación (Ostrom et al. 1993). Algunos de ellos o todos juntos pueden terminar por deteriorar al(a los) bosque(s) comunitario(s). Ciertas comunidades son capaces de superar estos problemas desarrollando instituciones altamente organizadas para hacerles frente, pero otras no.

Sobre la base de una serie de observaciones de campo, Ostrom (1990) afirmó que las comunidades locales pueden organizarse a sí mismas para resolver complejos problemas de actividades colectivas vinculadas con el gobierno de los recursos naturales. En efecto, las comunidades locales han demostrado a menudo que sus esfuerzos autoorganizados para ordenar los recursos silvícolas pueden superar el rendimiento de los programas de gobierno (McCay y Acheson 1990; Ostrom 1990; Feeny et al. 1998).

Sin embargo, si la coerción gubernamental podía producir resultados colectivos positivos, no tenía objeto que las instituciones que ordenan con eficacia los bosques se organizaran a sí mismas. En muchos lugares del mundo este fue el método de ordenación silvícola aceptado hasta hace tan poco como 30 años atrás (Arnold 1992, 1998; Wunsch y Olowu 1995). Las políticas basadas en el control coercitivo enfatizan el aprovechamiento ‘científico’ del bosque en un contexto de ganancias económicas (Richards y Tucker 1988; Scott 1998). Sabemos hoy que ese tipo de método puede no ser eficaz para ordenar bosques, no solo por los costos que involucra sino porque a menudo las comunidades locales sencillamente no confían en los programas estatales centralizados. Por lo general en regiones de escasos recursos donde los productos silvícolas son esenciales para la subsistencia local o donde los bosques están aislados, los agentes del control estatal no pueden garantizar, administrar o proteger los bosques. Este tipo de estrategia de arriba hacia abajo puede generar también efectos colaterales indeseables, por ejemplo las políticas pueden no ser suficientemente flexibles como para tener en cuenta las variaciones ecológicas locales o las necesidades, conocimientos y preferencias de la gente del lugar.

En estos últimos 30 años han tenido lugar significativas mutaciones en las normas de gobierno silvícola aceptadas. Uno de los cambios principales fue trasladar a las comunidades los derechos de propiedad de los bosques. Sobre la base de que las comunidades locales viven con los bosques, son las usuarias primarias de los productos silvícolas y a menudo crean reglas *de facto* que afectan de manera significativa las condiciones de los bosques, los expertos y los responsables de políticas afirman que frecuentemente (si bien no siempre) se pueden alcanzar resultados más equitativos y eficaces transfiriendo los derechos *de jure* sobre los bosques a las comunidades locales (Perry y Dixon 1986; Arnold 1990; Bhatt 1990; Dei 1992; Douglass 1992; Ghai 1993; Raju et al. 1993; Ascher 1995; Clugston y Rogers 1995; para las revisiones véase Wiesner 1990; Baland y Platteau 1996). El postulado clave es que los usuarios locales poseen importantes

conocimientos específicos sobre tiempos y lugares que servirán para planificar una ordenación silvícola correcta, y en particular para establecer los arreglos institucionales necesarios para alcanzar el éxito (McCay y Acheson 1987; Berkes 1989; Ostrom 1990, 1992a; Bromley et al. 1992; McKean 1992; Peters 1994; Wade 1994).

Desde que el manejo comunitario de los bosques está recibiendo más atención de parte de los responsables de políticas se viene desarrollando una bibliografía empírica relativa a las causas del éxito o fracaso de la ordenación de los recursos naturales basada en la comunidad. En un documento de 1999, Ostrom sugiere que si bien las condiciones necesarias para lograr una ordenación comunal eficaz varían según los contextos y los países, hay algunas que son básicas para el buen gobierno local. Estas condiciones pueden agruparse en dos series de variables: los atributos del recurso y los atributos de los usuarios, como se describe en el Recuadro 1, página siguiente.

Si los usuarios tienen los atributos listados en el Recuadro 1 es más posible que quieran invertir tiempo y esfuerzo en la ordenación de sus recursos silvícolas, a menos que perciban que dichos recursos están amenazados de alguna manera y que la competencia por los mismos se ha hecho aguda. A fin de lograr un gobierno silvícola comunal de éxito debe haber una relación positiva entre costos y beneficios. Siempre que haya suficiente información disponible, los bosques en buenas condiciones con suficientes productos disponibles darán a las personas más posibilidades de elegir. En esas condiciones los individuos podrán elaborar prácticas que produzcan y sostengan un sistema autoorganizado de ordenación silvícola.

Los atributos de los recursos descritos en el Recuadro 1 ayudan a definir hipótesis en las que la organización de la ordenación comunal reporta beneficios. Pero esto sucederá solo si los productos relacionados con el bosque generan significativos ingresos monetarios o de subsistencia para las poblaciones locales y se minimizan las posibles causas de conflicto, de manera que puedan establecerse acuerdos confiables. Entre los atributos de los bosques, el tamaño es un factor determinante de particular importancia para el éxito de la ordenación comunal. Otro factor contextual importante es la autonomía que permita a los usuarios del bosque elaborar por sí mismos las reglas de la ordenación silvícola, y ponerlas en práctica.

Si bien esta lista no intenta de manera alguna agotar todos los factores determinantes posibles que modelan la ordenación autoorganizada de los bosques de propiedad común, abarca un número suficiente de los más relevantes e influyentes. Pero hay que tener en cuenta que para cada situación esta serie dependerá del contexto ambiental y socioeconómico.

3. Ordenación silvícola comunal en América del Sur

En esta sección se presenta un breve panorama histórico de algunas características de la ordenación silvícola comunal particular de América del Sur. En comparación con otras regiones en desarrollo como África oriental y occidental y Asia meridional (Agrawal y Ribot 2000) los grupos de usuarios de bosques en América del Sur tienen acceso a recursos silvícolas relativamente valiosos. Si bien la legislación que permite la ordenación silvícola comunal en América del Sur es bastante reciente, no es nuevo el reto que representa para las comunidades rurales gobernar sus bosques. Históricamente las actividades silvícolas comunitarias han sido importantes para la supervivencia de la mayor parte de la población rural de América del Sur, aún si el gobierno estatal formal no siempre ha apoyado estas actividades.

La mayor parte de las repúblicas independientes de América del Sur conquistaron su libertad durante el siglo XIX. Desde entonces esos países de reciente creación siguieron manteniendo la antigua política de los administradores coloniales de confiscar grandes zonas de tierra a las poblaciones indígenas, permitiéndoles conservar solo pequeñas parcelas de bosques en comparación con las que poseían originalmente. Desde el decenio

Recuadro 1. Condiciones para el éxito de la ordenación comunal de los bosques

Atributos del recurso

Potencial de mejoramiento

El recurso no está ni tan degradado ni tan subutilizado como para que no tenga objeto tratar de organizarlo.

Indicadores

Se dispone de información confiable y válida a costos razonables acerca del estado del recurso.

Predecibilidad

Es relativamente fácil predecir el suministro del producto silvícola.

Extensión en el espacio

El recurso es lo suficientemente pequeño como para que los usuarios, con la tecnología de transporte y comunicaciones disponible, puedan abarcar sus microambientes y conocer dónde están los límites.

Atributos de los usuarios

Rasgo característico

Una parte importante de la subsistencia o supervivencia de los usuarios depende del recurso.

Comprensión común

Los usuarios comparten la comprensión del recurso y saben de qué manera sus actividades afectan al recurso y a los demás.

Tasa de descuento

Los usuarios atribuyen un valor suficientemente elevado a los beneficios futuros que derivarán del recurso silvícola como para hacer que su ordenación comunitaria resulte atractiva.

Distribución de intereses

La ordenación coordinada del recurso afecta a todos los usuarios por igual, independientemente de su poder o grado de bienestar.

Confianza

Los usuarios confían unos en otros para mantener las promesas y establecer relaciones mutuamente beneficiosas.

Autonomía

Los usuarios pueden establecer reglas de acceso y aprovechamiento sin que las autoridades externas manden en contrario.

Experiencia anterior de organización

Los usuarios han adquirido al menos una capacidad mínima de organización participando en otras asociaciones locales o en grupos vecinos.

Fuente: Ostrom 1999.

de 1950 muchos países en desarrollo nacionalizaron este tipo de recursos naturales, como tierras y bosques, para mejorar la ordenación silvícola. Estas zonas pasaron al régimen de propiedad gubernamental *de jure*, para transformarse más adelante en regímenes *de facto* de libre acceso (Arnold 1998). Los gobiernos dividieron las FRC en fracciones separadas

y más adelante esas tierras fueron distribuidas a los miembros de la elite gobernante como propiedad privada y no como concesiones del gobierno, como era en la tradición colonial. Si bien estas “reformas” mejoraron la seguridad de la tenencia de los propietarios silvícolas, tuvieron numerosas consecuencias socioeconómicas indeseables, como por ejemplo una distribución no equitativa de los derechos de propiedad silvícola. Estas reformas privatizadoras ofrecieron oportunidades de lucro a los miembros más ricos de la sociedad mientras que los grupos más pobres perdieron acceso a los recursos de los cuales dependía su supervivencia.

Para mediados del Siglo XX la mayoría de los países de América del Sur tenía en curso programas gubernamentales que promovían la colonización masiva tanto de los bosques tropicales nunca explotados como de los bosques habitados por poblaciones indígenas. Políticas de este tipo formaban parte integral de las estrategias de gobierno para aliviar la presión sobre tierras agrícolas paulatinamente más escasas en las regiones de mayor densidad poblacional y para estimular el crecimiento de economías agropecuarias orientadas a la exportación.

Por esta razón, hasta tan tarde como mediados del siglo XX la conservación de los bosques no era un tema tenido en consideración por los gobiernos de América del Sur, que tampoco se preocupaban por los derechos tradicionales de los pueblos indígenas. Las prácticas y políticas gubernamentales típicas siguieron expulsando poblaciones indígenas de sus tierras o reduciendo fuertemente la extensión geográfica de las tierras tradicionales. Las políticas se destinaron a mejorar las condiciones de operación y propiedad de empresarios privados agrícolas y madereros en gran escala, aunque la adopción de políticas no equitativas condujera a situaciones en que los bosques podían ser de propiedad pública del estado-nación, o propiedad *de facto* de ciudadanos privados, u otorgados a ciudadanos privados bajo transferencia formal de los derechos de propiedad privada, o permanecer como recursos de libre acceso. La preferencia de las políticas nacionales por la agricultura, junto con conflictos de uso de la tierra entre usuarios con reclamos superpuestos, produjo un alto nivel de inseguridad en cuanto a la tenencia de los bosques. Como resultado, la maximización del provecho a corto plazo dominó la lógica de las prácticas de ordenación silvícola en la región en vez de estimularse la inversión de tiempo y dinero para obtener sistemas de ordenación de largo plazo (Pacheco 1999; Contreras y Vargas 2001; Andersson 2002).

A pesar de que la mayoría de los países de América del Sur en algún momento reformó la legislación de tierras y bosques en favor de los derechos privados, han persistido diversas formas de acceso colectivo a los recursos naturales. Ejemplo de ello son las instituciones comunitarias de Bolivia, Ecuador y Perú, los ‘ejidos’ de México y Guatemala y los territorios indígenas de Bolivia y Colombia. Por ende la mayoría de los cambios recientes de legislación a nivel constitucional no han tenido implicaciones prácticas para la mayoría de la población local, que ya estaba administrando los recursos como si fueran de su propiedad.

Para fines del siglo XX la mayor parte de los países de América del Sur introdujo nuevas series de políticas destinadas a fortalecer la conservación del ambiente y restaurar los derechos de los grupos indígenas a las tierras. En algunos países el cambio se realiza a través de un proceso binario en el cual las ONG locales, regionales o internacionales ayudan a los grupos indígenas a articular sus demandas mientras el gobierno central organiza la transferencia de los derechos de arriba hacia abajo (Hernández y Pacheco 2001; Urioste y Pacheco 2001).

En la actualidad los gobiernos nacionales de la mayoría de los países de América del Sur reconocen públicamente la importancia de las instituciones locales para la ordenación sostenible de los recursos naturales, aunque muchas de ellas deben todavía hacerse efectivas. Si bien algunas políticas recientes han apoyado los derechos *de jure* de grupos de usuarios silvícolas locales previamente ignorados, así como el reforzamiento de los gobiernos locales (municipales), solamente ahora se está comenzando a traducirlos en una atribución real de derechos a las instituciones de nivel comunitario para que administren el sector silvícola. Es interesante notar que estudios recientes en Bolivia, Colombia y Guatemala muestran que los nuevos gobiernos municipales fuertes que ponen el acento

en colaborar con una variedad de actores gubernamentales y no gubernamentales, incluidos los grupos locales de usuarios de bosques, trabajan mucho mejor para apoyar la seguridad de la tenencia del bosque que las municipalidades que siguen el clásico esquema de gobierno de arriba hacia abajo (Gibson y Lehoucq 2003; Andersson 2004).

4. Desafíos y oportunidades del aprovechamiento silvícola comunitario

En esta sección presentamos un examen de las oportunidades y desafíos que enfrentan los grupos locales de usuarios silvícolas para administrar sus bosques en América del Sur. Examinamos primero tres estudios de caso de bosques comunitarios en Bolivia, México (de Tucker et al. 1999) y Honduras para ilustrar de qué manera las comunidades pueden organizar el aprovechamiento de sus bosques a fin de beneficiarse de las nuevas oportunidades que aparecen.

Los estudios de caso se analizan bajo la premisa de que el desempeño de las instituciones locales es crucial no solo para el éxito de la ordenación comunal del bosque sino también para el desarrollo de prácticas silvícolas sostenibles en general. Examinaremos ulteriormente nuestras hipótesis en relación con datos recogidos en trabajos de campo por los Centros Colaboradores de Investigación (CCI) del IFRI en Bolivia, Ecuador, Guatemala, Honduras y México entre 1994 y 2002. Presentamos un conjunto de atributos y características de 34 colonias y 47 grupos de usuarios silvícolas que tienen acceso a zonas boscosas de diverso tamaño, escogidas para reflejar la heterogeneidad de las regiones de América del Sur en cuanto a las relaciones de las comunidades rurales con los bosques.

Se define como grupos de usuarios silvícolas a las personas que comparten los mismos derechos y deberes respecto de los productos del(los) bosque(s) (es decir que un grupo puede dedicarse al aprovechamiento de la madera industrial, a la recolección de plantas medicinales o frutos, o a la caza) estén o no formalmente organizados. Una colonia es una jurisdicción local habitada por uno o más grupos de usuarios silvícolas. También se la puede denominar comunidad o aldea rural. No existe una relación uno a uno entre el número de bosques y de colonias puesto que una colonia puede abarcar más de un bosque. Por lo tanto el número de bosques puede ser mayor que el de las colonias, como es el caso en este estudio.

Caso 1 – Ordenación silvícola en el territorio yuracaré, Bolivia

Los yuracaré son un grupo indígena de Bolivia. En el pasado los yuracaré se desplazaban bastante por amplios territorios, pero durante el siglo XIX se establecieron en la cuenca hidrográfica del río Chapare. Este territorio está ahora ocupado por once grandes familias yuracaré, cada una de ellas compuesta por 11 a 20 familias nucleares. De acuerdo con el censo de 2001 la población total del grupo era entonces de 2358 personas.

En los últimos 20 años las reglamentaciones silvícolas de Bolivia establecieron las condiciones en que los grupos indígenas pueden aprovechar comercialmente los bosques. Estas normas han impulsado a los yuracaré a organizar asociaciones silvícolas locales dedicadas al aprovechamiento comercial de la madera, y a adecuar su organización social y las prácticas de ordenación silvícola a los objetivos perseguidos por las reglamentaciones. Al igual que otras sociedades indígenas que viven en las tierras bajas de Bolivia, los yuracaré ordenan sus recursos naturales apoyándose en sus instituciones de autogobierno tradicionales.

En 1992 los yuracaré crearon una asociación silvícola y recibieron un permiso anual de parte de la dirección silvícola nacional (CDS, Centro para el Desarrollo Silvícola), que autorizaba un aprovechamiento regulado de la madera. En el ámbito de la asociación, cada yuracaré convenía la cantidad de madera que aprovecharía en forma individual con arreglo a su propia experiencia y necesidades. Esta práctica reforzó el conocimiento de cada yuracaré respecto del conjunto del territorio y no comprometió las condiciones ecológicas de los bosques. No había reglas técnicas en términos de tamaño para cortar

los árboles; los yuracaré desarrollaron más bien su propio sistema de clasificación del bosque, y el aprovechamiento se relacionó con la madurez. El aprovechamiento fue rotativo dentro del territorio, no porque faltaran recursos sino debido a la decisión de los yuracaré de realizar un 'uso sin agotamiento'. El comportamiento social regulado por normas fue un mecanismo importante que controló la relación entre el uso del bosque, las condiciones ecológicas y el aprovechamiento, y esto permitió a los yuracaré asegurar en el tiempo tanto la sostenibilidad del bosque como la de la asociación.

En 1996 nuevas reglamentaciones de la tierra en Bolivia transfirieron la propiedad de alrededor del 20% de las tierras bajas del país (20 millones de hectáreas) a unos 30 grupos indígenas en forma de propiedad común. Las tierras bajas de Bolivia abarcan aproximadamente el 70% del país y allí se encuentra aproximadamente el 80% de los bosques bolivianos. Fueron reconocidos los territorios de los grupos indígenas junto con sus derechos consuetudinarios de propiedad y gobierno de los recursos renovables. En 2000 los yuracaré obtuvieron títulos sobre 240 000 hectáreas.

Estas nuevas normas impulsaron un proceso que reforzó el sistema de ordenación silvícola de los yuracaré en el marco de un modelo de producción maderera, pero también requirió reglamentaciones más detalladas como la formulación de un Plan de Ordenación Silvícola para la administración colectiva de los bosques. Puesto que la producción de madera era tradicionalmente una empresa individual, los yuracaré tuvieron ahora que desarrollar nuevas instituciones para aprovechar las oportunidades de la nueva legislación. Iniciaron un proceso de aprendizaje a través de la experiencia. Los yuracaré enfrentan actualmente algunos desafíos importantes, como por ejemplo cómo conciliar la ordenación colectiva con la individual, cómo armonizar las decisiones técnicas y colectivas, y cómo pactar contratos conjuntos de ordenación silvícola con empresas de negocios sin perder la capacidad institucional.

En la actualidad los yuracaré controlan toda la cuenca hidrográfica del Chapare, practican agricultura, caza, pesca y recolección de recursos silvícolas, principalmente en un contexto de autoconsumo doméstico. En gran medida la población depende del bosque como fuente principal de alimentos para su supervivencia. Las actividades incluyen agricultura estacional itinerante, caza, recolección de frutos y semillas para alimentación y usos medicinales y el aprovechamiento de materiales para la construcción de viviendas y de productos madereros destinados al mercado. Parte de su economía se basa en los productos silvícolas y por lo tanto está sujeta al dinamismo interno y externo del mercado (Becker y Leon 2000).

Caso 2 – Ordenación silvícola en Capulálpam, Oaxaca, México

Se estima que un 80% de los bosques de México pueden dividirse en dos categorías de propiedad común: los ejidos y las tierras de las comunidades indígenas. El ejido es un sistema tradicional de ordenación de la tierra y de los recursos naturales que data de los tiempos precoloniales y establece derechos de propiedad común para los hacendados en pequeña escala y los usufructuarios. Cada ejido abarca un número de hogares de hacendados. Tanto los ejidos como las tierras de las comunidades indígenas son administradas y utilizadas por quienes tienen derechos establecidos por reglas consuetudinarias, lo que significa que la autoorganización no es desconocida en esta parte del mundo.

La municipalidad de Capulálpam de Méndez (Capulálpam) es una comunidad indígena de lengua zapoteca del estado de Oaxaca, México. Capulálpam está ubicada en la Sierra Norte, hacia el noreste de Oaxaca de Juárez. Su topografía es compleja: la municipalidad se compone de 315 familias cuyas viviendas están dispersas por un paisaje de laderas cubiertas de pinos y robles, rodeadas de campos cultivados. Los habitantes de la comunidad practican muchas tradiciones zapotecas de vieja data.

En el decenio de 1960 se produjo un conflicto entre la comunidad indígena y el gobierno estatal, que había otorgado una concesión silvícola a una gran compañía maderera. Dado que los habitantes de Capulálpam no se beneficiaban de este arreglo comercial, organizaron una gran protesta reclamando derechos sobre la concesión silvícola. La campaña tuvo éxito y en el decenio de 1980 lo que comenzara como un movimiento de

protesta se convirtió en UZACHI, una unión zapoteco-chinanteca que abarca a la gente de estas sociedades indígenas mexicanas, con derechos a planificar y vigilar la ordenación y uso de los bosques.

En la actualidad la comunidad goza de derechos exclusivos de propiedad sobre los bosques. Ha recibido un certificado silvícola del Consejo de Administración Silvícola y un plan de ordenación silvícola aprobado por el gobierno, que guía su toma de decisiones. De acuerdo con este plan, los bosques han sido divididos en unidades de ordenación de manera que el uso intensivo se limita a zonas específicas por períodos dados de tiempo. El plan de ordenación silvícola es supervisado con ayuda de técnicos de UZACHI. No obstante la asamblea de comuneros, compuesta por todos los miembros adultos de la comunidad, determina la mayor parte de las políticas para la administración y uso de los recursos silvícolas, así como la administración del aserradero comunal.

Los ingresos de las ventas de madera se invierten nuevamente en la comunidad, principalmente para mejorar la infraestructura municipal. Los beneficios de la empresa silvícola comunal representan trabajo local y contribuciones adicionales al presupuesto municipal. Si bien los ingresos del aprovechamiento comercial silvícola no son suficientes para satisfacer todas las necesidades básicas de infraestructura de la pequeña municipalidad, representan una fuente de ingresos decisiva y han ayudado a estimular ideas y actividades relativas a la conservación de los bosques locales.

Caso 3 – Aprovechamiento silvícola comunitario en Honduras

El 80% de las tierras de Honduras son pendientes con inclinaciones de más del 15%, es decir que la disponibilidad de zonas para practicar la agricultura está sumamente limitada. Sin embargo Honduras posee muchos bosques, estando aproximadamente el 50% del país cubierto por ellos. Muchas personas que viven en y alrededor de los bosques ven en el aprovechamiento silvícola comunal un medio para mejorar su subsistencia, y se han organizado para aprovechar la nueva legislación que trasladó el control jurídico de vastas zonas silvícolas de las administraciones nacionales a los gobiernos municipales. Honduras es un ejemplo interesante de reforma silvícola institucional apoyada por el gobierno, y de la formación de cooperativas por parte de las poblaciones locales para tratar de hacer frente a los problemas relativos a los bosques.

En Honduras hay más de 80 cooperativas formadas en localidades que aprovechan productos silvícolas, la mayoría de las cuales trabaja en el campo de la resinación. Otras cooperativas se ocupan de la producción de madera industrial, incluidas algunas que han progresado de la molienda manual a técnicas más sofisticadas. Por ejemplo, debido a los bajos precios que ofrecen las grandes compañías resinadoras, el control del mercado de resina en el país se ha ido restringiendo progresivamente a tres firmas. Esto limita las oportunidades de los productores locales que no pueden competir con esas compañías. Para superar esta desventaja las cooperativas se han agrupado en federaciones cuyo objeto es ocuparse de manera más eficaz de sus problemas comunes a fin de organizar el transporte y vender la resina en los países vecinos para obtener mejores ganancias.

En fecha reciente se reunieron en la pequeña comunidad de Yamaranguila líderes de comunidades locales, administradores de cooperativas vinculadas con los bosques y funcionarios de la Dirección de Aprovechamiento Silvícola Social del Servicio Silvícola Hondureño para analizar temas silvícolas. Algunos de los problemas planteados por los líderes comunitarios en esta reunión fueron la dificultad de conseguir recursos para cubrir los costos de los planes de ordenación (que deben ser elaborados antes de aprovechar la madera) y la carencia de títulos de propiedad de la tierra, que limita el acceso a los bosques. Los líderes comunitarios señalaron los beneficios que aportaría una nueva legislación silvícola que ayudara a poner en claro estos temas.

Actualmente, antes de utilizar los bosques ordenados por las municipalidades, sus intendentes tienen que firmar y presentar solicitudes al gobierno nacional. Estos intendentes son elegidos en la localidad pero en muchos casos han sido nombrados por partidos políticos cuyas sedes están en la capital de Honduras, Tegucigalpa, y pasan allí la mayor parte de su tiempo. Mientras algunos líderes comunitarios informaron que sus intendentes fueron de ayuda para preparar y llevar adelante las solicitudes de uso de los

bosques, otros informaron que sus intendentes estaban frecuentemente ausentes y no parecían interesados en tramitar la documentación requerida para el acceso local a los recursos o para el transporte de la madera en rollo. Los intendentes que más ayudaban eran los de las municipalidades indígenas de Lenca, que cuenta con movimientos de protección silvícola y ambiental organizados desde hace más de 20 años. Si se otorgara a las cooperativas el acceso a los bosques en calidad de propietarias la papelería burocrática quedaría eliminada.

Representantes de cooperativas locales y funcionarios del gobierno están actualmente propiciando reformas legislativas cuyo objeto es aclarar las normas que regulan el acceso local a los bosques. La reforma también pretende incrementar el control local sobre el acceso a los bosques, desarrollar planes de ordenación menos costosos y promover la administración de los recursos silvícolas con la participación de las comunidades locales.

5. Atributos que caracterizan el aprovechamiento silvícola comunitario

El Programa de Investigación del IFRI comprende a muchos países y funciona a través de una red internacional de Centros Colaboradores de Investigación (CCI) en América del Sur, Asia y África. El IFRI lleva a cabo investigaciones de campo recogiendo datos comparables acerca de las relaciones entre las comunidades rurales y sus recursos silvícolas (IFRI 2002). Cada CCI se vale de equipos multidisciplinarios y de diez protocolos comunes de investigación para recoger datos sobre las condiciones biofísicas de los bosques en sitios señalados, y sobre sus variables socioeconómicas, demográficas, culturales e institucionales empleando técnicas como la valoración rural participativa, e inspecciones y entrevistas a informantes clave tanto individuales como en reuniones de grupo.

El propósito de esta sección es examinar el papel de las instituciones locales en el manejo de los bosques. Dado que los usuarios silvícolas locales rara vez aceptan la legislación silvícola nacional al pie de la letra — por ejemplo, no obedecerán automáticamente las reglas sin considerar sus efectos sobre los intereses individuales y los colectivos — la administración de los bosques por parte de sus usuarios y los efectos sobre las condiciones de los mismos dependen en gran medida de cómo se organizan dichos usuarios a sí mismos. Las reglas e instituciones locales de ordenación silvícola determinan la efectividad de estos esfuerzos de organización, restringiendo o premiando conductas específicas de los miembros del grupo de usuarios. Es decir que las instituciones tienen un papel de mediación en el gobierno de los bosques. En esta sección del capítulo pondremos a prueba la hipótesis de que los esfuerzos de los grupos de usuarios silvícolas locales para organizar de manera colectiva el aprovechamiento silvícola, el mercadeo y el seguimiento se relacionan de manera eficaz con un mejor estado sanitario del bosque.

El análisis tiene lugar en dos partes. En la primera proponemos las condiciones bajo las cuales se supone que tendrán lugar las actividades colectivas, observando la variación local de numerosos atributos de los recursos y de los usuarios silvícolas. Nuestro propósito es proporcionar un conjunto de datos contextuales de los 34 sitios que consideramos en el análisis (Cuadro 2, pág. siguiente). Las estadísticas descriptivas que presentamos ilustran la variedad de condiciones locales que figuran en nuestro ejemplo. En la segunda parte analizamos las relaciones entre las instituciones locales y las condiciones del bosque en los sitios seleccionados. Llevamos a cabo un análisis sencillo de doble tabulación para verificar si hay una asociación estadísticamente significativa entre unas instituciones locales fuertes y las buenas condiciones del bosque.

5.1 Condiciones locales para la ordenación silvícola comunal

Nuestros análisis se basan en los atributos directamente medibles a través de la investigación de campo del IFRI, como ser el tipo de propiedad, grado de deterioro

Cuadro 2. Lista de colonias, grupos de usuarios silvícolas y de bosques muestreados en este estudio.

País	Colonias N = 34	Grupos de usuarios N = 47	Bosques N = 36
Bolivia	Huayco Grande	Rinconehños	El Huayco
	San Antonio de Juntas	Grupo de usuarios de Belén Cruz	Belén Cruz
	Villa Aquiles	Dueños de propiedades y turistas	Villa Aquiles
	Lagunillas	Dueños de propiedades en Lagunillas	Lagunillas
	San Juancito	Miembros de la comunidad de San Juancito	San Juancito
	San Lorenzoma	Comunidad de San Lorenzoma	San Lorenzoma
	La Merced	Comunidad de La Merced	La Merced
	Corregimiento de Trinidadcito	Empresa maderera, comunidad local y explotadores madereros	Trinidadcito
	Cachimayu	Colonos de Chapis	Chapis Cachimayu
	El Saire	Pastores de Chapis	Chapis El Saire
	Huacanqui–Padacaya	Propietarios de Chapis	Chapis Huacanqui
	La Merced, Totorá, Río Negro, Ibare, Nueva Galilea	Colonos	La Merced, Totorá, Río Negro, Ibare, Nueva Galilea
	San Antonio de Misiones	Comunidad y empresa maderera	San Antonio
Guatemala	Santa Anita	Comunidad de Santa Anita, ganaderos y explotadores madereros	Santa Anita
	Morán-Naranjo	Comunidad de Morán-Naranjo	Morán-Naranjo
	Comunidad de Las Cebollas	Miembros de la comunidad de Las Cebollas	Las Cebollas
	Finca	Comunidad de San José	San José
	San José	Comunidad de San José	Estado de San José de Minas
	Socorro	Comunidad de Socorro	Bosque de Socorro
	Comunidad de Tesoro	Tesoro	Bosque comunitario de Tesoro
	Finca Dulce Nombre	Tachoche	Bosque del Estado de Tachoche
Honduras	La Campa Centro	Centro de La Campa, cooperativa de La Campa, alfareros independientes y lacamperos	Bosque Comunal de la Campa
México	Capulálpam	Comunidad de Capulálpam, y recolectores de setas	Capulálpam
	Cerro Prieto	Viudas de ejidatarios, ejidatarios, avenos, hijos de ejidatarios y familias	Zona de absorción de Cerro Prieto Zona principal de Cerro Prieto
		Turistas	Zona principal de Cerro Prieto
	Donaciano Ojeda	Comité de riego de la 3ª Manzana, 2ª Manzana, 1ª Manzana, comunidad y familia, y residentes	Donaciano Ojeda
	Centro Huayapam	Nuevos residentes y colonos tradicionales	Huayapam
	La Ponga	Intrusos	Bosque protector de Loma Alta
	La Unión, Loma Alta, Suspiro	Propietarios de tierras en el bosque protector	La Unión, Loma Alta, Suspiro

del bosque, predecibilidad de los productos silvícolas, tamaño del bosque, rasgos característicos de los bosques y desarrollo de la cultura de cooperación entre los usuarios locales.

Investigaciones anteriores (Ostrom 1992b; Gibson et al. 2000) mostraron la importancia de los **derechos de propiedad** para excluir del aprovechamiento del bosque a personas ajenas, y por lo tanto para incentivar a las partes interesadas a aportar mejoras a los bosques. Si bien los regímenes de propiedad y/o derechos sobre los bosques en América del Sur presentan diferencias — y durante el último decenio algunos gobiernos han otorgado a las comunidades locales significativos poderes de control sobre las tierras silvícolas — la mayoría de los países han retenido bajo control gubernamental nacional o local la propiedad de grandes extensiones de recursos silvícolas.

La Figura 1 muestra que alrededor del 50% de las tierras silvícolas muestreadas eran de dominio público, propiedad de gobiernos locales y nacionales, y que los gobiernos locales poseían alrededor del 30% del total de tierras. La otra mitad de las tierras silvícolas está en manos privadas: el 42% es mantenido en común como propiedad de una colonia o de un grupo aldeano; el 8% restante es de propiedad privada perteneciente a individuos o a empresas. Tratando de comprender qué condiciones favorecerían la acción colectiva, parece razonable afirmar que las comunidades cuyos miembros tienen derechos silvícolas en común serán más propensas a establecer instituciones para administrar los bosques que aquellas comunidades o individuos que aprovechan bosques y tierras de propiedad del gobierno, puesto que mientras menos seguros sean los derechos de propiedad, menos ciertas las perspectivas de recuperar los recursos administrados o producidos mediante actividades colectivas.

El **deterioro** del bosque es otra variable que ayuda a explicar a los grupos de usuarios silvícolas los motivos de la ordenación de sus bosques. A fin de mostrar mejor de qué manera se puede deteriorar un bosque (o perder su valor) el IFRI seleccionó cuatro atributos silvícolas: densidad de la vegetación; diversidad de especies; valor comercial y valor de subsistencia.

La Figura 2 (pág. 47) se basa en las evaluaciones de expertos botánicos y muestra que las condiciones de los bosques de los casos estudiados varían mucho de un ejemplo a otro, y que los valores asociados con las condiciones del bosque se distribuyen más o menos normalmente. La mayoría de las opiniones de los expertos entran en la categoría de 'casi normal'. Los atributos de aproximadamente un quinto de todos los bosques evaluados se

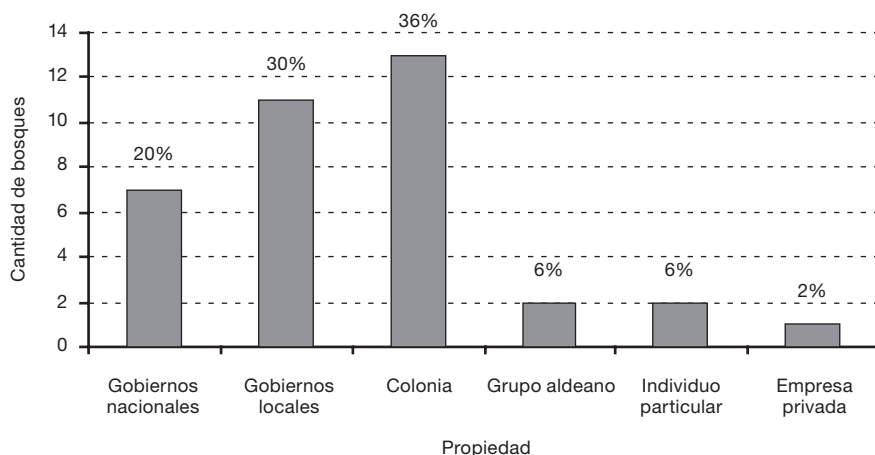


Figura 1. Desglose del tipo de propiedad silvícola de los 36 bosques examinados en este estudio (véase Cuadro 2).

consideraron de condiciones pobres (muy malos o bastante malos) y una proporción ligeramente mayor fue considerada en buenas condiciones (bastante abundante o muy abundante).

Para determinar la densidad de la vegetación y la diversidad de especies los expertos botánicos se basaron en rápidas evaluaciones visuales. Los valores comercial y de subsistencia de los recursos silvícolas se analizaron empleando datos de los principales productos silvícolas (tanto si se usaban para la subsistencia como para el comercio) recogidos con arreglo al protocolo del IFRI. Los asesores clasificaron cada variable con arreglo a las siguientes posibilidades: muy malo, bastante malo, más o menos normal para esta zona ecológica, más o menos abundante, muy abundante.

Ya esperábamos encontrar mejores condiciones, o sea menos deterioro, en los bosques ordenados por comunidades de usuarios con un mayor nivel de desarrollo institucional, y ello porque las comunidades que han desarrollado modos eficaces de trabajar en común serán por lo general más capaces de controlar el acceso al recurso reduciendo así los efectos adversos de la competencia. Un bosque en buenas condiciones puede ser también un estímulo importante para proseguir con el desarrollo institucional. Quienes no acceden a un bosque en buenas condiciones pueden no tener demasiado interés personal en riesgo (= el que resulta de una evaluación de costos-beneficios) que los motive para autoorganizarse y asumir la responsabilidad de ordenar el recurso.

La **predecibilidad** de los productos silvícolas, esto es su disponibilidad de una estación a otra, es también importante para calcular los costos-beneficios que los usuarios tienen en cuenta cuando deciden emprender actividades colectivas de ordenación. En la Figura 3 (pág. 48) aparece la variabilidad de los recursos en el tiempo, y notamos que se percibe que más de la mitad (53%) de los productos silvícolas no varían de una estación a otra. La disponibilidad de un quince por ciento experimenta poca o moderada variación en el tiempo, y los productos que varían de manera dramática y sustancial llegan al 10% y 8% respectivamente. Para un catorce por ciento de productos silvícolas se carece de datos, y se los considera como casos faltantes.

Nuestra expectativa era que las comunidades que experimentaban un mayor nivel de incertidumbre en cuanto a la predecibilidad de los productos tendrían menos motivos para organizarse y establecer reglas relativas a las actividades colectivas requeridas para

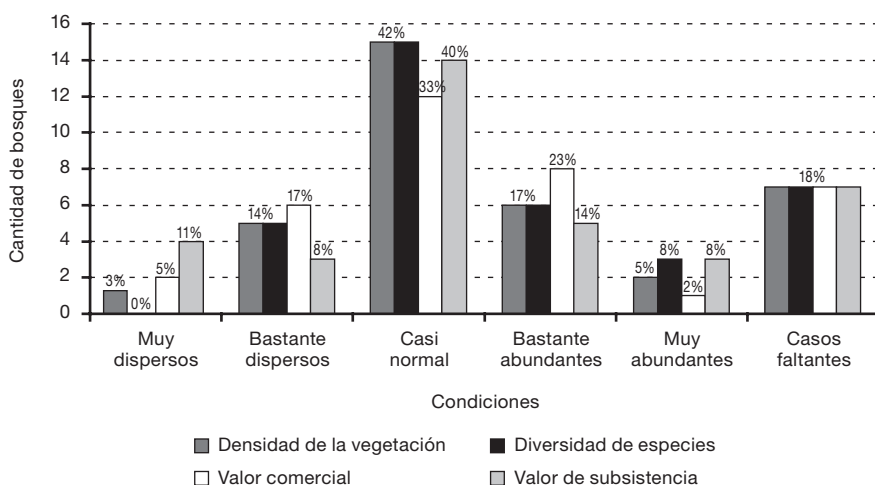


Figura 2. Evaluación de las condiciones silvícolas de 36 bosques examinados en este estudio (7 casos faltantes) desarrollada por expertos botánicos miembros de los equipos del IFRI. Se emplean seis categorías para definir diversas condiciones de los bosques sobre la base de la evaluación de la densidad de los árboles y la riqueza de flores.

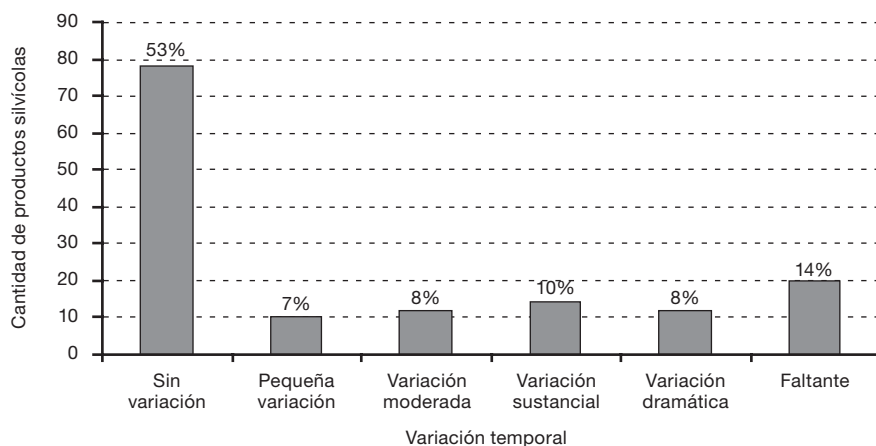


Figura 3. Predecibilidad de la disponibilidad futura (próximo año) de 146 productos silvícolas de 36 bosques (20 registros faltantes). La variación temporal se describe utilizando seis categorías.

ordenar los bosques y sus recursos. Es posible que dicha incertidumbre disminuya la percepción de los beneficios netos que se esperan conseguir de la organización.

El **tamaño** de los bosques es una de las variables contextuales que más influyen en la decisión de las comunidades para autoorganizarse y ordenar un bosque. Hallamos que el 52 % de los bosques muestreados tenían menos de 500 hectáreas; el 28 % entraban en el rango de 501 a 3000 has y el 20 % tenía más de 3000 hectáreas (Figura 4). Los bosques ordenados por grupos de usuarios son relativamente pequeños: el 89% de los bosques tienen menos de 5000 hectáreas

No obstante, no hay relación directa entre el tamaño del bosque y su efecto en el desarrollo de la ordenación silvícola comunitaria. Por ejemplo, algunas comunidades con acceso a bosques más grandes pueden tener dificultades para establecer organismos reguladores que limiten el acceso de extraños, vigilen la extracción de productos por parte de extraños y controlen el uso de los recursos silvícolas por parte de los miembros

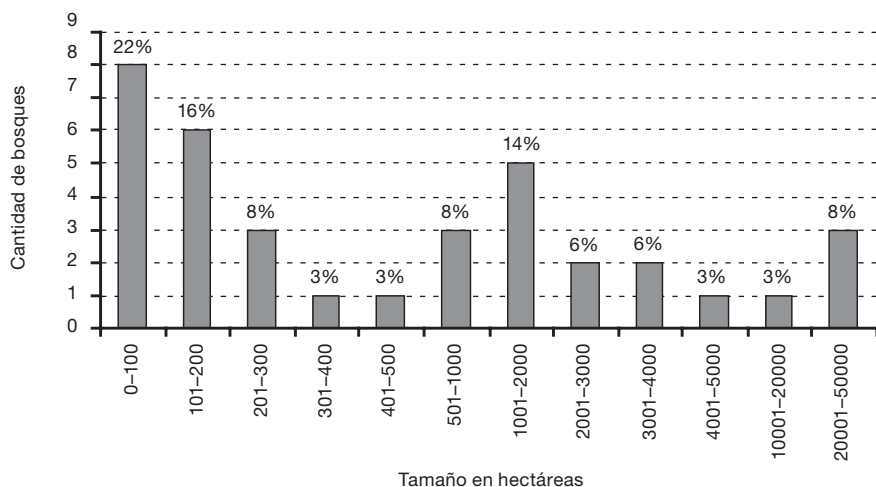


Figura 4. Evaluación del tamaños de los bosques (ha) en los 36 sitios silvícolas incluidos en este estudio.

de la comunidad que tienen derecho a ello. Dichas comunidades necesitarán también más tiempo y esfuerzos para desarrollar instituciones y emprender actividades que den como resultado mejores condiciones silvícolas. También tendrá más importancia la capacidad del grupo de usuarios locales para ordenar un bosque cuando este sea más grande. Esto puede estimarse examinando la proporción entre el tamaño del bosque y la cantidad de miembros del grupo de usuarios; por lo general hay un umbral máximo de cuánto bosque puede ordenar eficazmente determinado grupo de usuarios.

Para analizar cuál era el **rasgo sobresaliente** de los productos silvícolas según sus usuarios, preguntamos primero en cuántos hogares del grupo la propia subsistencia dependía significativamente del bosque. La respuesta fue, en promedio, el 63% de los entrevistados. En segundo lugar preguntamos de qué manera los miembros de la comunidad obtenían sus ingresos básicos: las respuestas combinadas mostraron que el 63% de las personas entrevistadas en las colonias obtenían sus medios de vida básicos de la agricultura de subsistencia; 9% del cultivo comercial; 9% de trabajo asalariado, mientras que las personas de “otras categorías” (18%) obtenían sus ingresos principalmente de la cría de animales y de las artesanías (Figura 5).

En ningún caso el aprovechamiento de productos silvícolas fue considerado como la mayor fuente de ingresos. En consecuencia concluimos que las actividades silvícolas son importantes para la subsistencia de la familia pero como fuente complementaria de ingresos, y vienen en segundo lugar respecto de los ingresos de la agricultura y del trabajo manual asalariado. Por lo tanto, la principal fuente de medios de vida de los usuarios silvícolas es una combinación de la agricultura de subsistencia y la destinada a obtener ingresos en efectivo, con la recolección de productos silvícolas y la caza de animales para la subsistencia. Por esa razón el impacto que producen los usuarios en los bosques es complejo: por un lado necesitan cortar bosques de vieja data para dar lugar a la agricultura, pero por otro lado necesitan conservarlos para obtener productos de subsistencia.

Los miembros de algunas comunidades no pudieron formular y poner en vigor reglas que contrarrestaran un aprovechamiento excesivo, mientras que otros pudieron crear y aplicar reglas para restringir conductas individualistas que dañan los recursos y/o premiar las conductas favorables a los recursos que contribuyen al bien común (Ostrom 1990). Este éxito o fracaso se relaciona con la **cultura de cooperación** de la comunidad. Nuestra evaluación (Figura 6, pág. 50) se concentró en reglas habituales más que en normas

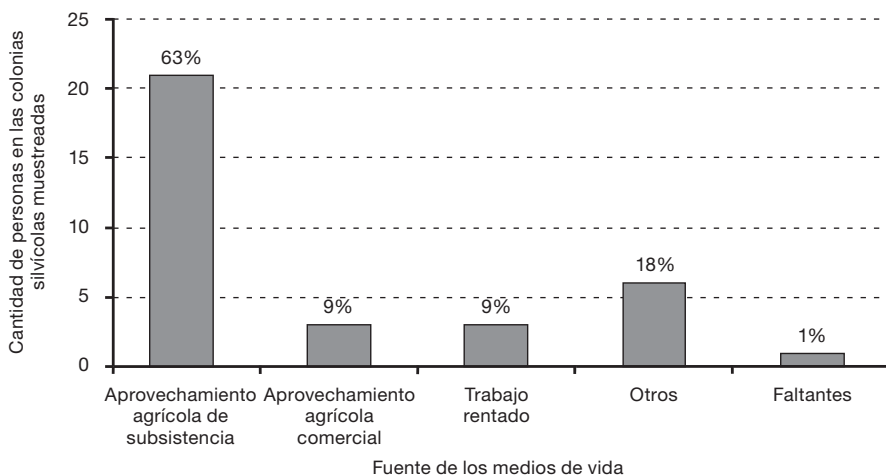


Figura 5. Evaluación de los medios de vida rurales de 34 colonias (1 registro faltante). Se identifican cuatro categorías. Otros = ingresos obtenidos principalmente de artesanías y cría de ganado.

formales (como, por ejemplo, las reglamentaciones silvícolas nacionales). Distribuimos las respuestas de las comunidades examinadas en cinco categorías que iban de ‘cooperar raramente o nunca’ a ‘seguir las reglas muy frecuentemente’. Nuestro análisis se basó en actividades relativas al aprovechamiento de 146 productos silvícolas. Respecto del 36 % de los productos silvícolas, los grupos de usuarios no seguían, o rara vez lo hacían, las reglas de aprovechamiento establecidas por la comunidad, mientras que en relación con otro 55 % las obedecían frecuente o muy frecuentemente. El 7 % de productos silvícolas restantes quedaba comprendido entre estos dos extremos.

La cultura de cooperación variaba considerablemente entre grupos de usuarios. En nuestro ejemplo, quienes se comprometían en más interacciones de cooperación con los miembros del grupo demostraban mayores deseos de continuar con esta conducta a medida que crecía la confianza y se obtenían frutos. Quienes en cambio no obedecían las reglas tenían menos probabilidades de desarrollar confianza y empeñarse en una conducta de reciprocidad, lo que a su vez afectaba al desarrollo institucional. Esperábamos por lo tanto que los grupos de usuarios que gozaban de mayores niveles de confianza cooperarían también de manera más eficaz cuando se dedicaran a las actividades silvícolas.

Cuando examinamos las respuestas promedio combinadas, hallamos que, en bosques de condiciones normales, las comunidades silvícolas se habían desarrollado mejor en varios tipos de regímenes de propiedad de bosques relativamente pequeños y allí donde éstos eran importantes para la subsistencia y existía una mayor cultura de cooperación, y menos en cambio cuando los propósitos eran comerciales y donde a lo largo del tiempo la disponibilidad de productos no registraba cambios significativos. Afrontamos ahora el tema de si los esfuerzos de organización están asociados con un estado sanitario superior del bosque.

5.2 ¿Tienen importancia las instituciones locales?

Si las instituciones influyen en las variables listadas en el Recuadro 1, esperaríamos ver mejores condiciones en los bosques cuyos grupos de usuarios se comprometen en un mayor número de actividades colectivas muy organizadas. Aquí aplicamos observaciones del IFRI en 47 grupos de usuarios de bosques para evaluar la significación de las relaciones entre sus actividades silvícolas colectivas y el estado sanitario del bosque, empleando un examen de contraste ji-cuadrado de asociación entre las variables dicotomizadas, tal como

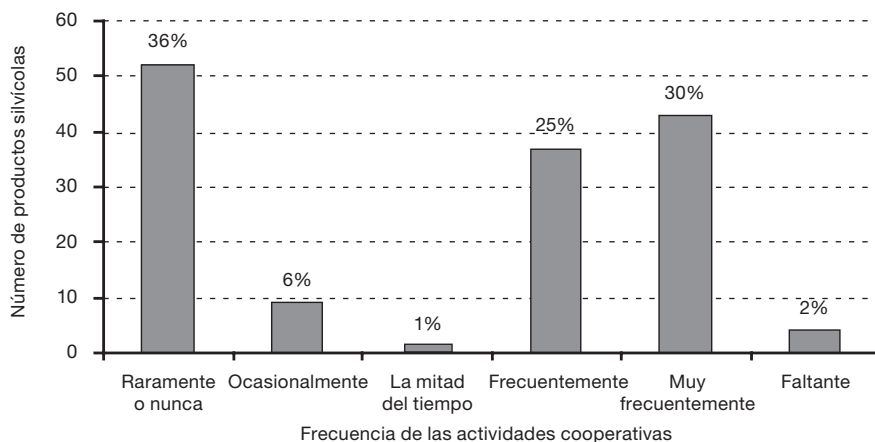


Figura 6. Evaluación de la cultura cooperativa desarrollada para el aprovechamiento de 146 productos silvícolas (4 registros faltantes). Las cinco categorías identificadas indican la frecuencia con que se realizan actividades cooperativas respecto de la recolección de cierto número de productos silvícolas.

se explica más abajo. Escogimos el examen de contraste ji-cuadrado Pearson porque es bien conocido, fácilmente ejecutable con tabulación cruzada y de fácil interpretación.

Los protocolos del IFRI inquieran cuándo y cuán a menudo actúan entre sí los individuos de cada grupo de usuarios, clasificando las opciones en: todo el año, estacionalmente, ocasionalmente y nunca. Entre las categorías de interacción especificadas en esta variable ordinal, las más importantes para la ordenación silvícola comunal son el aprovechamiento cooperativo, el mercadeo cooperativo y el seguimiento/sancionamiento. La frecuencia de las interacciones en estas categorías nos permitieron computarizar el grado de actividad colectiva en los 47 grupos de usuarios silvícolas. A fin de simplificar el análisis establecimos dos categorías: 'alto nivel de actividades silvícolas colectivas' y 'bajo nivel de actividades silvícolas colectivas'.

Si los grupos interactuaban solo ocasionalmente o bien si nunca interactuaban, les asignamos un nivel 'bajo' de actividad silvícola colectiva, mientras que si interactuaban estacionalmente o a lo largo del año les asignamos un valor 'alto' de actividad silvícola colectiva.

Para evaluar el estado sanitario del bosque solicitamos la opinión de los expertos silvícolas locales. En cada sitio pedimos a los expertos que clasificaran el bosque con arreglo a una escala ordinal que iba de 1 (degradado) a 5 (muy bueno). Para simplificar el análisis dicotomizamos esta variable del estado sanitario del bosque en 'bueno' *versus* 'degradado', reduciendo las categorías identificadas de cinco a apenas dos (ver Figura 2 y Cuadro 3, pág. 52). Un bosque se considera 'degradado' si las condiciones silvícolas relativas a densidad de árboles y diversidad de especies se describen como muy ralas o bastante ralas, mientras que se lo categoriza como 'bueno' si es descrito como normal, más bien abundante o muy abundante.

Los resultados del análisis de tabulación cruzada se presentan en el Cuadro 3. Estos resultados indican que el estado sanitario superior de un bosque se asocia con fuertes instituciones locales para el aprovechamiento y seguimiento de los recursos silvícolas. Esta asociación positiva es estadísticamente significativa con un 95% de nivel de confiabilidad (contraste ji-cuadrado = 9,476, gl = 1, $P < 0,05$ para el aprovechamiento colectivo, y contraste ji-cuadrado = 4,102, gl = 1, $P < 0,05$ para el seguimiento colectivo).

Nuestros resultados sugieren además que los efectos de las instituciones locales no son los mismos para todos los aspectos de la ordenación silvícola. Por ejemplo, no encontramos relaciones significativas entre las actividades colectivas de mercadeo y un estado sanitario superior del bosque. En consecuencia, no se puede concluir que las instituciones locales sean suficientes para resolver todo tipo de problemas colectivos. Otra limitación de este análisis es que no podemos decir qué es lo que permite que ciertos grupos de usuarios organicen sus actividades silvícolas mientras otros grupos no son capaces de hacerlo. Sin embargo sabemos que el ejemplo incluye una amplia variedad de condiciones locales, y que no da preferencias a las comunidades con una mayor propensión a cooperar (Figura 6).

Nuestros resultados son coherentes con las afirmaciones de la bibliografía existente acerca de la importancia de las instituciones como factores de mediación o mitigación en la ordenación silvícola. Por ejemplo, Agrawal y Yadama (1997) afirman que las instituciones pudieron reducir la presión demográfica y socioeconómica sobre los bosques de las aldeas de la región Kuman en la India. Varughese (1999) estudió el papel de las instituciones que mitigaban los dinamismos del cambio de población y el tamaño del grupo en 18 casos de Nepal, y halló que los índices de crecimiento de la población no eran correlativos con la variación de las condiciones de los bosques, pero sí lo era la acción colectiva. Estos mismos autores concluyeron asimismo que la heterogeneidad étnica, social y económica no tenía un efecto determinante ni sobre la probabilidad ni sobre el éxito de la ordenación silvícola colectiva.

Gibson et al. (2003) verificaron la importancia de las instituciones en diversas condiciones silvícolas, empleando más de 150 casos IFRI en 12 estados de África, Asia y América del Sur. Hallaron que la firmeza en la vigencia de las reglas era más importante que los niveles de actividad silvícola cooperativa para explicar la variación en las condiciones de los recursos silvícolas comunitarios.

Cuadro 3. Relaciones entre los diferentes tipos de actividades colectivas de 47 grupos de usuarios silvícolas y condiciones de bosques. GI = grado de libertad, una medida de la precisión del cálculo de variación.

Actividades colectivas		Estado sanitario del bosque		
		Degradado	Bueno	Total
Aprovechamiento cooperativo	Bajo	22	1	23
	Alto	10	8	18
Total		32	9	41
Examen de contraste ji-cuadrado		Valor	GI	Significación
		N=41 6 casos faltantes	1	0,002
		Degradado	Bueno	Total
Mercadeo/ventas cooperativas	Bajo	19	3	22
	Alto	12	6	18
Total		31	9	40
Examen de contraste ji-cuadrado		Valor	GI	Significación
		N=40 7 casos faltantes	1	0,138
		Degradado	Bueno	Total
Seguimiento/sancionamiento cooperativo	Bajo	10	0	10
	Alto	22	10	32
Total		32	10	42
Examen de contraste ji-cuadrado		Valor	GI	Significación
		N=42 5 casos faltantes	1	0,043

El GI es igual al tamaño del ejemplo (2) menos el número de parámetros estimados en el examen, en este caso 1.

6. Conclusiones

Los bosques se están degradando en todo el mundo y los expertos silvícolas, encargados del desarrollo rural y ambientalistas buscan modos de revertir esta tendencia y lograr la sostenibilidad del medio ambiente biofísico, la biodiversidad y los medios de vida rurales. Los gobiernos nacionales de muchos países de América del Sur han llegado a la conclusión de que los gobiernos locales, las comunidades y los individuos deben mostrarse más activos en la ordenación de los bosques. Pero ¿qué tipos de disposiciones locales de ordenación son más apropiados en los diversos contextos? Este capítulo muestra que cuando se analizan los sistemas de ordenación silvícola local es importante ver más allá de los bosques y los árboles para considerar las instituciones locales, esto es, las reglas y estrategias que la población local desarrolla para organizar su relación con sus ambientes silvícolas. Nuestro análisis sugiere que existe una clara y positiva correlación entre instituciones locales fuertes, actividades colectivas y buenas condiciones del bosque. Los funcionarios gubernamentales deben apreciar el papel de las instituciones locales

en el gobierno de los bosques cuando transfieren la administración y la propiedad de los bosques a las comunidades locales, y asegurar que se proporciona un apoyo apropiado al desarrollo institucional de las comunidades que asumen estas responsabilidades.

Los profesionales de las ciencias sociales han desarrollado herramientas útiles para el análisis institucional de los factores que influyen en la eficacia de los grupos de usuarios locales para ordenar los bosques. Sin embargo, la investigación acerca de la ordenación comunal de los bosques debe ser conservadora cuando se generalicen los resultados, puesto que la combinación de recursos y atribuciones de los usuarios varían de una situación a otra. A menudo, limitarse a trasladar las soluciones políticas de un conjunto biofísico, socioeconómico y cultural a otro no funciona. Se necesita un cuidadoso análisis para comprender qué es lo que hace que algunos sistemas institucionales sean más eficaces que otros.

La investigación llevada a cabo en el marco del Programa de Investigación del IFRI proporciona un método útil para estudiar las instituciones silvícolas comunitarias, puesto que extrae su información de un conjunto de datos de series temporales amplio, confiable y comparable proveniente de una gran cantidad de bosques administrados por comunidades en todo el mundo. Otro punto fuerte del programa es que proporciona una vía sistemática para estudiar de qué manera interactúa la gente con los bosques, lo que permite medir el impacto que tienen las comunidades en los bosques. Si bien en este estudio empleamos las opiniones de los expertos silvícolas para calibrar las condiciones del bosque, estamos actualmente trabajando con un grupo de ecologistas silvícolas para desarrollar métodos que permitan a los estudiosos del IFRI comparar las condiciones silvícolas sobre la base de datos silvícolas más objetivos y mensurables. Creemos que la colaboración entre las ciencias sociales y las ciencias naturales es clave para lograr una mayor comprensión del papel de las instituciones locales para mejorar el gobierno de los bosques. Los investigadores interdisciplinarios que se ocupan de las interacciones hombre-ecología tienen por delante una enorme cantidad de trabajo estimulante y motivador para estudiar los bosques del mundo y a sus usuarios.

Referencias

- Agrawal, A. 2001. Common property institutions and sustainable governance of resources. *World Dev.* 29:1649-72.
- Agrawal, A. and J. Ribot. 2000. Analyzing decentralization: a framework with south Asia and east African environmental cases. World Resources Institute, Washington, DC, USA.
- Agrawal, A. and G. Yadama. 1997. How do local institutions mediate market and population pressures on resources? *Forest Panchayats in Kumaon, India.* *Dev. Change* 28(3): 435-465.
- Andersson, K.P. 2002. Can decentralization save Bolivia's forests? An institutional analysis of municipal forest governance. School of Public and Environmental Affairs and Department of Political Science, Indiana University. Bloomington, USA.
- Andersson, K.P. 2004. Who talks with whom? The role of repeated interactions in decentralized forest governance. *World Dev.* 32(2):233-250.
- Arnold, J.E.M. 1990. Social forestry and communal management in India. Rural Development Forestry Network (RDFN), Overseas Development Institute (ODI), London, UK.
- Arnold, J.E.M. 1992. Community forestry: ten years in review. Community Forestry Concept Note. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy.
- Arnold, J.E.M. 1998. Managing forests as common property. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) Forestry Paper. FAO, Rome, Italy.
- Ascher, W. 1995. Communities and Sustainable Forestry in Developing Countries. ICS Press, San Francisco, USA.
- Baland, J.-M. and J.-P. Platteau. 1996. Halting Degradation of Natural Resources: Is There a Role for Rural Communities? Clarendon Press, Oxford, UK.

- Becker, D. and R. Leon. 2000. Indigenous forest management in the Bolivian Amazon: lessons from the Yuracaré people. *In* People and Forests: Communities, Institutions and Governance, (C. Gibson, E. Ostrom and M.A. McKean, eds.). MIT Press, Cambridge, USA.
- Berkes, F. (ed.). 1989. Common Property Resources: Ecology and Community-Based Sustainable Development. Belhaven Press, London, UK.
- Bhatt, C. 1990. The Chipko Andolan: forest conservation based on people's power. *Environ. Urban.* 2:7-18.
- Bromley, D.W. 1991. Environment and Economy: Property Rights and Public Policy. Blackwell Press, Oxford, UK.
- Bromley, D.W., D. Feeny, M. McKean, P. Peters, J. Gilles, R. Oakerson, C.F. Runge and J. Thomson, (eds.). 1992. Making the Commons Work: Theory, Practice, and Policy. ICS Press, San Francisco, USA.
- Clugston, R. and T. Rogers. 1995. Sustainable livelihoods in North America. *Development* 3 (September):60-3.
- Contreras, H.A. and T.M. Vargas. 2001. Dimensiones sociales, ambientales y económicas de las reformas en la política forestal de Bolivia. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible and the Center for International Forestry Research, Santa Cruz, Bolivia.
- Dei, G. 1992. A forest beyond the trees: tree cutting in rural Ghana. *Hum. Ecol.* 20(1):57-88.
- Douglass, M. 1992. The political economy of urban poverty and environmental management in Asia: access, empowerment and community-based alternatives. *Environ. Urban.* 4(2):9-32.
- Feeny, D., F. Berkes and J.M. Acheson. 1990. The tragedy of the commons: 22 years later. *Hum. Ecol.* 18:1-19
- Feeny, D., F. Berkes, B.J. McCay and J.M. Acheson. 1998. The tragedy of the commons: 22 years later. *In* Managing the Commons, (J.A. Baden and D.S. Noonan, eds.). Indiana University Press, Bloomington, USA.
- Ghai, D. 1993. Conservation, livelihood and democracy: social dynamics of environmental change in Africa. *Osterreichische Zeitschrift fur Soziologie* 18:56-75.
- Gibson, C. and F. Lehoucq. 2003. The local politics of decentralized environmental policy in Guatemala. *J. Environ. Dev.* 12(1):28-49.
- Gibson, C.C., E. Ostrom and M.A. McKean. 2000. Forests, people, and governance: some initial theoretical lessons. Pp. 227-242, *in* People and Forests: Communities, Institutions and Governance, (C. Gibson, E. Ostrom, and M.A. McKean, eds.). MIT Press, Cambridge, USA.
- Gibson, C.C., J. Williams and E. Ostrom. 2005. Local Enforcement and Better Forests. *World Dev.* 33(2):273-284.
- Hernández, I. and D. Pacheco. 2001. La ley INRA en el espejo de la historia: Dos siglos de reforma agraria en Bolivia. Fundación Tierra, La Paz, Bolivia.
- IFRI (International Forestry Resources and Institutions) Research Programme. 2002. Field Manual. Center for the Study of Institutions, Populations, and Environmental Change, Indiana University, Bloomington, USA.
- McCay, B.J. and J.M. Acheson (eds.). 1987. The Question of the Commons: The Culture and Ecology of Communal Resources. University of Arizona Press, Tucson, USA.
- McCay, B. and J.M. Acheson. 1990. Human ecology of the commons. *In* The Question of the Commons: The Culture and Ecology of Communal Resources, (B.J. McCay, and J.M. Acheson, eds.). The University of Arizona Press, Tucson, USA.
- McKean, M.A. 1992. Success on the commons: A comparative examination of institutions for common property resource management. *J. Theor. Polit.* 4(3):247-82.
- McKean, M.A. 2000. Common property: what is it, what is it good for, and what makes it work? Pp. 27-56, *in* People and Forests: Communities, Institutions and Governance (C.C. Gibson, M.A. McKean and E. Ostrom eds.). MIT Press, Cambridge, USA.
- Ostrom, E. 1990. Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action. Pp. 298. Cambridge University Press, New York, USA.
- Ostrom, E. 1992a. Crafting institutions for self-governing irrigation systems. ICS Press, San Francisco, USA.

- Ostrom, E. 1992b. The rudiments of a theory of the origins, survival, and performance of common-property institutions. Pp. 293-318 *in* Making the Commons Work: Theory, Practice and Policy (D.W. Bromley ed.). ICS Press, San Francisco, USA.
- Ostrom, E. 1998. The international forestry resources and institutions research programme: a methodology for relating human incentives and actions on forest cover and biodiversity. Pp. 1-28 *in* Forest Biodiversity in North, Central and South America, and the Caribbean: Research and Monitoring. Man and the Biosphere Series, Vol. 21 (F. Dallmeier and J.A. Comiskey, eds.). United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), Paris, France; Parthenon, New York, USA.
- Ostrom, E. 1999. Self-governance and forest resources. CIFOR Occasional Paper 20 (February):1-15. Centre for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia.
- Ostrom, E. 2003. How types of goods and property rights jointly affect collective action. *J. Theor. Polit.* 15(3):139-170.
- Ostrom, E. and V. Ostrom. 1999. Public goods and public choices. Pp. 75-105 *in* Polycentricity and Local Public Economies (M. McGinnis ed.). The University of Michigan Press, Ann Arbor, USA.
- Ostrom, E. and J. Walker. 1997. Neither markets nor states: linking transformation processes in collective action arenas. Pp. 35-72 *in* Perspectives on Public Choice: A Handbook (D.C. Mueller ed.). Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Ostrom, E., L. Schroeder and S. Wynne (eds.). 1993. Institutional Incentives and Sustainable Development. Westview Press, Boulder, USA.
- Ostrom, E., C. Gibson, S. Shivakumar and K. Andersson. 2002. Aid, incentives and sustainability: Institutional analysis of international development cooperation. SIDA Studies in Evaluation No. 02/01. Swedish International Development Cooperation Agency (SIDA), Stockholm, Sweden.
- Pacheco, P. 1999. Estilos de desarrollo, deforestación y degradación de los bosques en las tierras bajas de Bolivia. CIFOR (Centre for International Forestry Research), CEDLA (Centre for Latin American Research and Documentation), Fundación Tierra, La Paz, Bolivia.
- Perry, J. and R. Dixon. 1986. An interdisciplinary approach to community resource management: Preliminary field test in Thailand. *J. Develop. Area* 21(1):31-47.
- Peters, P. 1994. Dividing the Commons: Politics, Policy and Culture in Botswana. University of Virginia Press, Charlottesville, USA.
- Poteete, A. and E. Ostrom. 2002. In pursuit of comparable concepts and data about collective action. Presented at the CAPRI Workshop on Methods for Studying Collective Action, Nyeri, Kenya. Available from the Workshop in Political Theory and Policy Analysis, Indiana University. Bloomington, USA.
- Raju, G., R. Vaghela and M. Raju. 1993. Development of People's Institutions for Management of Forests. Viksat, Nehru Foundation for Development, Ahmedabad, India.
- Richards, J.F. and R.P. Tucker. 1988. World Deforestation in the Twentieth Century. Duke University Press, Durham, USA.
- Scott, J. 1998. Seeing like a State. How Certain Schemes To Improve The Human Condition Have Failed. Yale University Press. New Haven, USA.
- Swaney, J.A. 1990. Common property, reciprocity and community. *J. Econ. Issues* 24(2):451-462.
- Tucker, C., E. Salvador and K. Andersson. 1999. Resumen preliminar del trabajo de campo de CIPEC en Capulalpam, Oaxaca, Mexico, 3-27 Mayo 1999. Centre for the study of Institutions, Population and Environmental Change (CIPEC).
- Urioste, M. and D. Pacheco. 2001. Las Tierras Bajas de Bolivia a Fines del Siglo XX: Tenencia, Acceso y Uso a la Tierra y los Bosques. PIEB (Programa de Investigación Estratégica en Bolivia), La Paz, Bolivia.
- Varughese, G. 1999. Villagers, Bureaucrats and Forests in Nepal: Designing Governance for a Complex Resource. Political Science and SPEA, Indiana University, Bloomington, USA.

- Wade, R. 1994. Village Republics: Economic Conditions for Collective Action. Cambridge University Press, Cambridge, USA.
- Wiesner, B. 1990. Harvest of sustainability: recent books on environmental management. J. Dev. Stud. 26:335-41.
- Winter, M. 1998. Decentralized natural resource management in the Sahel. Associates of Rural Development. Burlington, USA.
- Wunsch, J.S. and D. Olowu (eds.). 1995. The Failure of the Centralized State: Institutions and Self-Governance in Africa (2nd edn.). ICS Press, San Francisco, USA.

Capítulo 3

Extracción de productos silvícolas no madereros

P. Vantomme

Oficial de Montes, Organización para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italia

1. Introducción

En muchos lugares del mundo los productos silvícolas no madereros (PSNM) son recursos cruciales para la subsistencia. Este capítulo trata temas vinculados con el potencial de los PSNM para generar ingresos a escala local, nacional y mundial. Examina de qué manera el uso y comercio de los PSNM afectan la sostenibilidad de los diversos regímenes de extracción y las estrategias de subsistencia, haciendo hincapié en América del Sur y especialmente en Brasil. Se pone de relieve la dificultad para definir los PSNM y hacer el seguimiento de un uso sostenible, con recomendaciones para posteriores investigaciones.

2. Terminología

Se han empleado muchos términos para abarcar el amplio espectro de plantas y animales propios del bosque, de los cuales se obtienen bienes y servicios fuera de los rollizos y la madera. Los términos más antiguos son 'productos silvícolas menores', 'productos silvícolas secundarios', 'pertrechos navales' y 'productos silvícolas derivados'. En el decenio de 1970 dichos términos se complementaron con 'productos silvícolas no madereros' y 'productos silvícolas distintos de los rollizos'. Desde el decenio de 1990 han surgido nuevos términos, entre ellos 'productos silvícolas especiales', 'productos silvestres manufacturados', 'productos de la biodiversidad', 'productos naturales', 'bienes y beneficios no madereros' y 'cosecha de árboles'.

¿Porqué surgieron estos términos? La deforestación de los trópicos se aceleró a principios del decenio de 1980 y las prácticas de aprovechamiento maderero comenzaron a verse como excesivamente destructivas. Paulatinamente se fue dedicando mayor atención a los intereses de las personas que dependen de los bosques en los países en desarrollo, y a la importancia de los productos silvícolas diversos de los rollizos. Se dedicó más atención, en particular por parte de organismos de conservación de la naturaleza, al uso sostenible de una serie más amplia de especies silvícolas vegetales y animales, como una manera de mitigar la deforestación incrementando al mismo tiempo los ingresos de la gente. Hasta cierto punto los términos se acuñaron para facilitar el paso del hincapié hacia la subsistencia de los pueblos dependientes del bosque y a un uso más 'amigable con el ambiente' para estimular el uso equilibrado de los recursos silvícolas y reducir la degradación y deforestación de los bosques (para una explicación más detallada véase el Recuadro 1, pág. 58).

Si bien el énfasis en la promoción de los PSNM afectó en primer lugar a los bosques tropicales y de los países en desarrollo, en la actualidad crece una conciencia similar de la importancia que tienen los mismos para los bosques templados y boreales de los países desarrollados.

Por razones de coherencia y claridad, en todo este texto se empleará el término y el acrónimo PSNM.

Recuadro 1. 'Extrativismo', un término portugués para los PSNM

Desde los tiempos coloniales los portugueses han empleado el término 'extrativismo' para agrupar todos los productos obtenidos de las actividades de recolección y caza en sus vastas reservas silvícolas de Brasil. Estos productos incluyen pieles de animales, frutos, nueces, látex, medicinas, rollizos, leña, carbón y tinturas naturales como la tintura roja extraída de la madera de *Caesalpinia echinata*. Esta tintura se obtenía calentando la madera encima de un brasero resplandeciente de carbón, llamado en portugués una 'brasa', que dio su nombre al árbol 'palo de Brasil' y posteriormente a todo el país.

En la actualidad el término 'extrativismo' se sigue utilizando en el Amazonas y por parte de la Dirección de Estadísticas de Brasil (IBGE) para clasificar la 'produção da extração vegetal', esto es, la cantidad y valor de los productos madereros y no madereros obtenidos del aprovechamiento de los bosques nativos (IBGE, 2003; véase el sitio web: <http://www1.ibge.gov.br>). Para los productos madereros y no madereros obtenidos de los bosques plantados, en su mayor parte empleando especies exóticas o no autóctonas, el IBGE emplea el término 'produção da silvicultura' que incluye PSNM como resina de pino, hojas de eucalipto o corteza de acacia negra (*Acacia mearnsii*). De este modo, separando lingüísticamente los productos recogidos en los bosques naturales de aquellos obtenidos en las plantaciones, las estadísticas del IBGE destacan el origen de su producción.

3. Importancia socioeconómica de los PSNM

3.1 En el ámbito del hogar

En las zonas rurales boscosas los PSNM son de primaria significación para la subsistencia y/o los ingresos en el ámbito de los hogares aldeanos. Las poblaciones que dependen de los bosques son por lo general las que más cuentan con los PSNM, pero mucha más gente depende también estacionalmente de ellos. Entre los ejemplos estacionales figuran el ramoneo del ganado en los bosques durante la estación seca y las poblaciones desplazadas en las épocas de hambruna, inundaciones o guerras. Los PSNM contribuyen a las diversas opciones de supervivencia de la población rural proporcionándole amortiguadores ante las adversidades ambientales y económicas. Los PSNM son también elementos importantes para satisfacer necesidades culturales, religiosas, espirituales y de diversión. Puesto que el uso de los PSNM es principalmente informal, escasean los datos confiables sobre su producción y comercio y sobre la cantidad de personas involucradas, lo que hace difícil evaluar la contribución real de los PSNM a los medios de vida rurales.

Además, la mayor parte de la bibliografía que trata de PSNM describe y analiza productos o temas específicos en ámbitos pequeños, utilizados por grupos bien definidos de personas y por períodos cortos de tiempo. Un estudio de este tipo es el de Zitzmann (1999), quien emprende un análisis global de la repercusión de los PSNM en las estrategias económicas locales de Botswana. Al comparar la extracción de PSNM con otras actividades generadoras de ingresos halló que los ingresos derivados de la venta de la oruga *Imbrasia belina* representaban anualmente el 13% del ingreso total en efectivo del hogar, mientras que la inversión de trabajo asociado al mismo era de sólo el 5,7 % entre las actividades generadoras de ingresos. La venta de *Imbrasia belina* tenía por lo tanto gran importancia para los medios de vida locales. Pero si bien estos resultados son interesantes, describen solo estudios de caso más bien pequeños que es arriesgado generalizar. Otros problemas para generalizar casos como éste derivan de la dificultad de comprender cómo han evolucionado a lo largo del tiempo las estrategias económicas basadas en los PSNM, en especial en las zonas rurales que experimentan rápidos cambios debidos a la mayor cantidad de carreteras, el éxodo de la población rural y el desmonte de tierras que se destinan a la agricultura, el madereo o la minería.

En este sentido algunos trabajos recientes sobre PSNM tratan de desarrollar marcos de comparación más amplios. El estudio actualmente en curso en el Centro Internacional de Investigación Silvícola-CIFOR (Belcher y Ruiz Pérez 2001; evento lateral sobre PSNM del CMA 2003 [ver Recuadro 6]; Ruiz Pérez et al. 2004) compara la importancia que tienen diversos PSNM para la supervivencia local en una vasta muestra de estudios de caso en los países tropicales en desarrollo. El estudio está elaborando un marco analítico destinado a facilitar análisis comparativos de diferentes regímenes de extracción de diversos productos en una serie de países en desarrollo. El marco trata de ayudar a identificar los parámetros críticos para comprender cómo contribuyen los PSNM a la subsistencia de la gente en el tiempo y el espacio.

Por lo tanto, cuando se analiza la supervivencia basada en los PSNM en el ámbito local será siempre preferible examinarla en zonas/poblaciones amplias y a lo largo de extensos arcos de tiempo. Esto será esencial para evaluar los efectos a largo plazo, los temas relativos a la sostenibilidad y las tendencias del mercado, y en especial cuando en las zonas rurales se compare la recolección de PSNM con otras actividades generadoras de ingresos como cultivos agrícolas, pesca, turismo, minería o industria.

3.2 En el ámbito del país

Si bien la importancia de los PSNM en el ámbito local está siendo mejor documentada, sigue siendo más bien escasa la información sintética en el ámbito del país. Mientras que la información sobre el uso de los PSNM dispersa en el ámbito local forma actualmente la base de muchas elaboraciones de políticas y su correspondiente toma de decisión para los programas de desarrollo rural de gobiernos y organismos internacionales, la información sobre los PSNM sigue siendo incorporada de manera inadecuada a los indicadores macroeconómicos.

Por ejemplo, si bien algunas especies proveen cantidades muy importantes de materia prima para el procesamiento industrial en el ámbito nacional, como resina de pino en China, corcho en Portugal, goma arábiga en Sudán, ratén en Filipinas, bambú en Indonesia y plantas medicinales en la India, solo unos pocos países siguen sistemáticamente la producción y comercio de sus más importantes PSNM. También se carece a menudo de datos confiables sobre fuentes de PSNM y cantidades de trabajo involucradas en su extracción y transformación. Cuando estos datos existen suelen estar mezclados con la información sobre la producción agrícola y/o se limitan a los productos del comercio internacional.

Se pueden aducir numerosas razones para explicar porqué es difícil obtener datos confiables sobre los PSNM. Entre ellos, el hecho de que comprenden muchos productos — a veces enormes cantidades de ellos — y que por lo general son recogidos por numerosos productores en pequeña escala distribuidos en zonas extensas (y a menudo remotas). Además, el valor relativamente bajo de los PSNM si se lo compara con el de los cultivos agrícolas o los productos silvícolas es un serio desincentivo para formular y mantener programas de calidad destinados a adquirir datos sobre los PSNM. Las dificultades técnicas y el alto costo de examinar y evaluar la adquisición y transformación de los PSNM hace difícil a la mayoría de los países obtener datos confiables acerca de los mismos.

Todos esos factores se combinan para obstaculizar la evaluación de la confiabilidad de los datos sobre PSNM existentes, para seguir las tendencias de la producción en el tiempo y para comparar las estadísticas entre los países. Incluso determinar el valor económico de los PSNM puede ser difícil cuando los precios que se informan corresponden a diferentes estadios de producción y procesamiento.

En los volúmenes del Anuario Estadístico de Brasil producidos por el IBGE (Cuadros 1 y 2 en págs. 60 y 61) se pueden ver ejemplos de niveles de la producción nacional y valores de los principales PSNM.

En los países que disponen de estadísticas razonablemente confiables, como estas de Brasil, se observa que de ordinario la contribución económica de los PSNM es mucho menor que la derivada de la producción de madera. El valor total de la producción

Cuadro 1. Productos vegetales aprovechados en los bosques de Brasil en 2001.

Productos vegetales	Cantidad (toneladas)	Valor (Real\$ x 1000)
Cauchos		
Hevea (látex coagulado)	4 368	6 819
Hevea (látex líquido)	131	93
Maçaranduba	4	15
Sorva	39	61
Ceras		
Carnaúba (cera)	2 883	9 776
Carnaúba (polvo)	12 315	15 953
Fibras		
Buriti	356	192
Carnaúba	1 384	465
Piaçava	95 447	109 802
Otros	71	30
Taninos		
Angico (corteza)	347	93
Barbatimão (corteza)	12	5
Otros	5	4
Aceites		
Babaçu (almendras)	114 563	43 595
Copaíba (aceite)	414	1 056
Cumaru (almendras)	38	64
Licuri (cáscaras)	5 106	2 203
Oiticica (semillas)	249	27
Pequi (almendras)	3 338	2 971
Tucum (almendras)	796	239
Otros	392	218
Alimentos		
Açaí (frutos)	123 135	66 845
Nueces de acajú	6 266	4 128
Nueces de Brasil	28 467	27 695
Yerba mate molida	182 177	109 179
Mangaba (fruto)	1 181	520
Palmito	15 596	9 093
Piñones	4 417	2 996
Umbu (fruto)	9 919	3 498
Plantas aromáticas y medicinales		
Ipecacuanha (raíces)	1	2
Jaborandi (hojas)	1 146	1 319
Urucu (semillas)	178	251
Otros	5 446	3 248
Otros		
Corteza seca de acacia negra	212 425	7 303
Hojas de eucalipto	54 043	3 349
Resinas de pino	28 366	12 344
Valor total de productos no madereros		Real\$445 451

Cuadro 2. Productos madereros aprovechados en los bosques brasileños en 2001 (IBGE 2003; ver enlace web: <http://www1.ibge.gov.br>).

Producción maderera de bosques naturales	Cantidad	Valor (Real\$ x 1000)
Carbón (1)	1 729 319	226 646
Leña (2)	49 001 583	324 008
Rollizos (2)	20 069 287	995 283
Grupos de <i>Araucaria angustifolia</i> (3)	305 479	2 400
Producción maderera de plantaciones		
Carbón (1)	2 092 309	338 996
Leña (2)	30 042 485	328 888
Rollizos	69 758 138	1 510 137
para pulpa (2)	40 999 323	730 243
otros (2)	28 758 815	779 894
Valor total de la madera		3 726 358

Cuadro adaptado por el autor y reorganizado en categorías de 'producción maderera de bosques naturales' y 'producción maderera de plantaciones. (1) Cantidad estimada en toneladas. (2) Cantidad estimada en metros cúbicos. (3) Cantidad en unidades. El valor son los precios pagados a los productores.

Cuadro 3. Producción de los principales PSNM en Brasil en años seleccionados desde 1970 hasta 2001.

Producto	Cantidad (toneladas)					Valor (Real\$ x 1000)
	1970	1980	1990	1998	2001	2001
Hevea (látex coagulado)	51 984	21 250	22 896	5 449	4 368	6 819
Hevea (látex líquido)	6 324 *	2 571	1 109	659	131	93
Maçaranduba	595	406	116	4	4	15
Sorva	4 692	3 220	736	37	39	61
Fibras de piaçava	21 654	55 939	59 381	96 413	95 447	109 802
Nueces de babaçu	180 897	250 951	188 718	122 077	114 563	43 595
Frutos de açaí	nl	59 591	120 795	119 074	123 135	66 845
Nueces de Brasil	104 487	40 458	51 195	23 111	28 467	27 695
Hojas de yerba mate	113 460	105 004	150 823	183 504	182 177	109 179
Raíces de ipecacuanha	53	14	2	1	1	2
Palmitos	24 625 **	114 408	27 031	24 188	15 596	9 093
Aceite de copaiba	nl	nl	nl	398	414	1 056
Resinas de pino	nl	nl	nl	nl	28 366	12 344
Número total de PSNM listados	30	52	32	29	29	

Compilado por el autor a partir de anuarios (IBGE 1972, 1982, 2000, 2003), ver el enlace web en <http://www1.ibge.gov.br>. El 'valor' se refiere a los precios pagados a los productores; nl = no listado; * = 1971; ** = 1978.

de PSNM de Brasil en 2001 ascendía a R\$ 445 451 000, mientras que la producción silvícola relacionada con la madera era de R\$ 3 726 358 000. Adoptando una tasa promedio de cambio en 2001 de 1,00 \$EE.UU. = R\$ 2,30 el valor de los PSNM de Brasil era aproximadamente de 193 millones de \$EE.UU., y el valor de la producción de rollizos era de unos 1 620 millones de \$EE.UU. Por lo tanto al comparar los valores informados de producción de madera y de PSNM vemos que estos últimos representan alrededor del 10,6% de la producción silvícola total, mientras que los troncos cuentan por un 89,3%.

Observando las tendencias en el tiempo, el Brasil constituye un ejemplo destacable de la significativa disminución de la producción de PSNM a lo largo de los últimos 30 años (Cuadro 3, pág. 61), pese a los esfuerzos de los organismos gubernamentales y no gubernamentales de conservación de la naturaleza para promover la extracción y comercialización de los PSNM. En el mismo período la producción de madera en Brasil aumentó de manera sustancial.

Entre las causas de esta disminución de la producción brasileña de PSNM se sugieren: (i) deforestación; (ii) migración de la población rural hacia las zonas urbanas, por lo que menos personas recogen PSNM; (iii) menores precios de los PSNM y (iv) mercados reducidos para algunos productos a medida que se dispone de fuentes alternativas más económicas o de sustitutos (por ejemplo el suministro de látex natural proviene ahora en gran medida de las plantaciones industriales de *Hevea brasiliensis* fuera de la región del Amazonas).

No obstante, las tendencias de la producción brasileña de PSNM informadas por el IBGE en los tres últimos decenios no deberían ser adoptadas como un ejemplo de la tendencia mundial, sino servir de alerta para no alentar expectativas demasiado altas respecto de una significación y contribución permanentes de los PSNM al ingreso nacional en muchos países. Esto explica en parte el poco interés que los responsables de políticas de muchos países ponen en la creación de incentivos para desarrollar el sector de los PSNM o para apoyar programas de recolección de datos relativos a los mismos. El Recuadro 2, página opuesta, presenta más información acerca de los PSNM en América del Sur.

Los PSNM han atraído recientemente la atención de los organismos internacionales de desarrollo y de las organizaciones no gubernamentales (ONG) que se ocupan de la conservación, por los servicios ambientales y los beneficios sociales que pueden derivar de ellos. Esto ha despertado expectativas en un gran número de organizaciones de conservación de la naturaleza y ordenación silvícola, en cuanto a que los PSNM y su comercialización podrían llevar a formas de utilización 'benignas' de los bosques creando incluso posibles incentivos para su conservación. Las organizaciones que se ocupan de la conservación se han destacado entre las que abogan por el aprovechamiento de los PSNM, porque los ven como una forma posible de apoyar el desarrollo local y regional sostenible al mismo tiempo que se promueve la conservación del bosque.

3.3 En el ámbito internacional

Algunos PSNM son productos primarios de exportación y tienen importancia en el comercio internacional. La mayoría de estos productos se exportan en estado bruto o semiprosesado. Algunos ejemplos son el ratén, bambú, corcho, nueces (ver el Recuadro 3 en la pág. 64) y setas del bosque, goma arábiga, aceites esenciales y plantas medicinales (Cuadro 4, página 66).

El Cuadro 4 presenta una lista de 28 productos primarios que comprenden una serie de los principales PSNM comercializados en el ámbito internacional y para los cuales existen códigos específicos SA. El Sistema Armonizado de Codificación y Descripción de Productos Primarios, habitualmente citado como 'Sistema Armonizado' o simplemente 'SA', es una nomenclatura internacional de productos de propósitos múltiples, elaborada por la Organización Aduanera Mundial (OAM) con sede en Bruselas, Bélgica. Comprende alrededor de 5 000 grupos de productos primarios, cada uno identificado por un código de seis dígitos dispuestos en una estructura jurídica y lógica que se apoya en reglas bien definidas para lograr una clasificación uniforme. El sistema es utilizado por más de 190

Recuadro 2. Los PSNM más importantes de América del Sur

Además de la leña y el carbón, los PSNM más importantes de América del Sur son alimentos y bebidas tales como nueces de Brasil, frutas, corazones de palma (palmitos) y vinos de palma, setas y yerba mate, resinas, látex y aceites esenciales, plantas medicinales, fibras, materiales de construcción, piensos, colorantes y taninos.

Este recuadro ilustra algunos ejemplos de diferentes usos de PSNM.

Los productos comestibles que se conocen mejor en Amazonas son las nueces de Brasil y los palmitos. Ambos pueden hallarse en los mercados nacionales, regionales e internacionales. Las nueces de Brasil se siguen recogiendo casi exclusivamente de fuentes silvestres de *Bertholletia excelsa* en Bolivia, Brasil y Perú.

La producción de palmitos está más difundida, principalmente en las zonas tropicales de Brasil, Bolivia, Colombia, Venezuela, Guyana y Perú. Los palmitos se extraen de rodales silvestres de *Euterpe oleracea* y *E. precatoria* o de especies cultivadas como *Bactris gasipaes*. Los frutos de estas especies de palmera tienen también un lugar importante como alimentos y bebidas en la región del Amazonas. Otras importantes especies de palmera para la producción de semillas comestibles y aceites industriales, tanto para la subsistencia como para el comercio, son *Orbignya phalerata*, *Mauritia flexuosa* y *Jessenia bataua*.

Las especies arbóreas *Platonia insignis*, *Myrciaria dubia*, *Theobroma grandiflorum* y *Couepia longipendula* producen también frutos y nueces comestibles de importancia local. En Argentina y en Brasil meridional la población consume habitualmente semillas de *Araucaria angustifolia*, que también sirve para alimentar el ganado, como sucede en Argentina y en Chile con las semillas de *Araucaria araucana*.

En Argentina, Uruguay, Paraguay y el Brasil meridional se emplean las hojas de *Ilex paraguariensis* para cebar mate, una bebida extremadamente popular similar al té. Si bien es especie silvestre de los bosques autóctonos de las regiones del Alto Paraná y Alto Uruguay y el nordeste de Argentina, actualmente se la cultiva en gran escala, en especial en plantaciones de Argentina y Brasil.

El látex extraído de la especie nativa de Amazonas *Hevea brasiliensis* se usa para la producción de caucho natural. Otras exudaciones importantes de los trópicos de América del Sur son la jatobá (*Hymenaea courbarii*), maçaranduba (*Manikara huberi*), sorva (*Couma* spp.), balata (*Manilkara bidentata*) y bálsamo (*Myroxylon balsamum*). En la medicina local se utilizan copaíba (*Copaifera* spp.) y sangre de dragón (*Croton draconoides*).

América del Sur tiene una larga tradición respecto del uso de plantas medicinales. Uno de los mayores legados de las poblaciones de América del Sur es la corteza derivada de las especies *Cinchona*, la fuente de quinina contra la malaria. La producción mundial de corteza de quinina es de aproximadamente 8000-10 000 toneladas anuales. Brasil, Bolivia y Colombia son importantes productores de quinina de América del Sur.

El Perú es el mayor productor mundial de los frutos del árbol tara (*Caesalpinia spinosa*) para la extracción de taninos. La producción se obtiene sobre todo de rodales naturales, pero algunos árboles se cultivan en sistemas agrosilvícolas. Los bosques de *Caesalpinia* son sumamente extensos en Perú, seguidos por Bolivia y en menor extensión por Chile, Ecuador y Colombia. El quebracho colorado (*Schinopsis* spp.) es otra fuente de tanino en Argentina y Paraguay.

Entre los ejemplos de otros usos de PSNM están la extracción de fibras de las siguientes especies: palmeras *Carludovica palmata* en Panamá y Ecuador, *Attalea funifera* y *Leopoldina piassaba* en Brasil. En Venezuela y Colombia se aprovecha *L. piassaba* en pequeña escala para usos que van desde sombreros hasta escobas.

Los bambúes *Guadua angustifolia* y *Chusquea* spp. se utilizan ampliamente en construcción, mueblería y manufacturas en Ecuador, Colombia y Venezuela.

Fuente: Evaluación de los Recursos Silvícolas 2000 (FAO, 2001a).

Recuadro 3. Comercio internacional de nueces de Brasil

Bolivia y Brasil dominan la producción y exportaciones mundiales de nueces de Brasil (Cuadro 5). Los Estados Unidos de América son el mayor importador mundial con una participación del 33% del mercado, seguidos por el Reino Unido (19%), Alemania (9%) y los Países Bajos (6%)

Los movimientos de precios y demanda de nueces de Brasil tienden a ser estacionales, con una demanda descubierta particularmente elevada durante el período de Navidad. No obstante esta puede variar porque las nueces de Brasil se reemplazan fácilmente con productos similares como almendras, nueces de acajú, macadamias o avellanas. Las fluctuaciones de precios y la demanda de productos similares en los mercados internacionales son los principales factores que influyen en los niveles de cosecha del Amazonas. Como consecuencia la producción anual de nueces de Brasil fluctúa de manera considerable. Por ejemplo, Brasil produjo un nivel récord de 104 487 toneladas en 1970, mientras que en 1998 produjo solo 23 111 toneladas (Cuadro 3). Durante el mismo período crecieron significativamente las cantidades producidas y el valor comercial de las nueces de acajú, almendras, macadamias, pecanos, avellanas y nueces.

El árbol de nuez del Brasil (*Bertholletia excelsa*) o 'castanha' en portugués es uno de los árboles más grandes del bosque amazónico. A la vez que provee buenas trozas, el árbol produce nueces que la población local recoge en los bosques y vende a los comerciantes para que sean procesadas luego en los centros urbanos. Aproximadamente toda la producción de nueces de Brasil proviene de fuentes silvestres y en su mayoría se destina a la exportación. El total de exportación mundial anual de nueces fluctúa entre 30 000 y 50 000 toneladas, con valores que van de 39,6 millones de \$EE.UU. hasta 78,5 millones de \$EE.UU. (Cuadro 6).

Cuadro 5. Principales exportadores de nueces de Brasil, SA 080120, en 2001.

	Exportaciones en 2001			
	Valor	%	Cantidad	%
Bolivia	26 561	52	13 343	38
Brasil	11 150	22	10 552	30
Perú	3 433	7	1 910	5
Indonesia	2 860	6	4 871	14
Países Bajos	1 967	4	748	2
Italia	1 180	2	104	0,3
Resto del mundo	3 590	7	3 621	10,7
Mundo	50 741	100	35 149	100

Fuente: Comtrade 2003 (<http://unstats.un.org/unsd/comtrade>). Valor en \$EE.UU. x 1000, cantidades en toneladas

Cuadro 6. Exportaciones mundiales de nueces de Brasil, código SA 080120.

Año	Exportaciones mundiales totales	
	Valor	Cantidad
1995	39 695	39 474
1996	58 541	31 964
1997	75 462	46 931
1998	65 130	44 423
1999	65 273	28 787
2000	78 514	50 695
2001	50 741	35 149

Valor en \$EE.UU. x1000; cantidad en toneladas. Fuente: Comtrade 2003 (<http://unstats.un.org/unsd/comtrade>)

países como base para establecer sus tarifas aduaneras y compilar estadísticas sobre el comercio internacional. Más del 98% de las mercancías del comercio internacional se clasifica con arreglo a los términos del SA (<http://www.wcoomd.org>). Las tendencias del comercio de los PSNM del Cuadro 4 entre 1992 y 2002 indican solo un modesto aumento respecto del valor total del comercio mundial, que en el mismo período aumentaba 2,5 veces. Es interesante notar que muchos de los productos que registraron aumentos sustanciales en el valor de intercambio entre 1992 y 2002, como corcho natural, musgos y líquenes para ramilletes, trufas, setas, castañas, bambú, corazones de palmitos y jarabe de arce, se originaron en primer lugar en los países desarrollados.

La repercusión del comercio internacional de los PSNM en cuanto a aliviar la pobreza requiere más estudios. Cuando el comercio trasciende los mercados locales y regionales pasa a ser más sofisticado, en el sentido de que requiere inversiones de capital y una amplia serie de capacidades de las que habitualmente no disponen los productores rurales de los países en desarrollo. Si el producto debe comercializarse internacionalmente habrá que realizar una cantidad de operaciones de exportación e importación por las que habrá que pagar. Estos requisitos incluyen el respeto de normas de calidad y de reglamentos fitosanitarios, pago de permisos y tasas, almacenamiento, procesamiento y transporte que involucran a una cantidad de agentes y distribuidores. Todo esto tiene lugar antes que los comerciantes al por menor puedan vender a los consumidores un producto mucho más procesado y a veces completamente transformado. La apreciación de dichos sistemas y el acceso a los mismos puede ser intimidatorio si no imposible de asumir por parte de los productores de PSNM. En realidad el acceso a los mercados internacionales casi siempre requerirá un nivel considerable de organización de los productores a fin de asegurarse de no quedar al margen del proceso. Esto es particularmente cierto para los productos de los países en desarrollo, cosa que se refleja en los valores estancados o en disminución de muchos PSNM, como muestra el Cuadro 4.

Sin embargo, a nivel internacional los consumidores están cada vez más interesados en que el comercio sea 'leal' respecto de todos los interesados. Esto puede significar promover condiciones o prácticas que salvaguarden los intereses de los socios menos poderosos — el caso típico de los productores — en la cadena del comercio, o ayudar a que aumente su capacidad de ejercer poder promoviendo asociaciones y redes de productores. 'Comercio leal' es un término común aplicado a los esquemas que favorecen una mayor equidad social en el comercio (<http://fairtradefederation.com/>) y otros tipos de instrumentos de promoción del comercio como la certificación silvícola, ofrecen a los productores de PSNM oportunidades para intervenir y beneficiarse del comercio internacional (Recuadro 4, pág. 67).

Mientras la certificación de los productos agrícolas y madereros está muy avanzada y cuenta con numerosos programas firmemente establecidos (Recuadro 5 en pág. 68), el desarrollo de normas y criterios técnicos para la certificación de los PSNM aún se halla en su infancia. Además, los programas de certificación se establecen por lo general para regular el comercio internacional, mientras que los PSNM aún se comercializan mayormente en el ámbito local y regional. Si bien la cuota de comercio de los productos orgánicos, de comercio leal o certificados de otra manera está aumentando, la contribución de los PSNM es aún muy limitada. Por ejemplo, al consultar los datos del comercio de productos agrícolas orgánicos en 34 países de todo el mundo recogidos por Stiftung Ökologie and Landbau, Alemania (2003), no se encontró ninguna referencia a los PSNM (http://www.soel.de/publikationen/oel/oel_inhalt2003.html).

La creciente globalización del comercio favorece a los proveedores más baratos, cualquiera sea su ubicación, y esto puede tener efectos devastadores en las actividades de los productores de PSNM en pequeña escala que están emergiendo. Además, el comercio internacional requiere por lo general un suministro amplio y continuo de productos, que podría no estar al alcance de los productores de PSNM a menos que pudieran de alguna manera expandir su producción más allá de los bosques naturales. Por otro lado muchas especies de interés económico para los productores de PSNM tienen una distribución geográfica limitada, encontrándose a menudo en uno o unos pocos países mientras que sus mercados están en todo el mundo.

Cuadro 4. Valores mundiales de PSNM clave para 1992 y 2002 (en \$EE.UU. x 1000).

Código SA	Descripción del producto primario	Importe del valor mundial	
		1992	2002
060410	Musgos y líquenes para ramilletes y decoración	9 352	25 476
070952	Trufas, frescas o enfriadas	4 201	23 656
070959	Setas distintas de <i>Agaricus</i> , frescas o enfriadas	n.a.	364 412
071239	Setas (excl. 071331/33) y trufas, secas	n.a.	219458
200320	Trufas, preparadas o conservadas, no en vinagre	3 049	11 012
080120	Nueces de Brasil frescas o secas	44 344	59 848
080240	Castañas, frescas o secas	109 958	184 663
230810	Bellotas y castañas de Indias para piensos	1 216	7 380 ¹
120792	Nueces karite	5 155	5 136 ¹
121110	Raíces de regaliz	33 455	24 310
121120	Raíces de ginseng	389 345	221 435
121190	Plantas y sus partes utilizadas para productos farmacéuticos, de perfumería e insecticidas	689 926	777 980
121210	Algarrobas y semillas de algarrobo	22 395	40 239
130110	Goma laca	25 286	25 653
130120	Goma arábica	101 312	105 510
130190	Goma natural, resina, gomorresina, bálsamo, goma distinta de la arábica	92 755	96 535
400130	Balata, gutapercha, guayule, chicle y gomas similares	26 726	13 605
130214	Piretro, raíces que contienen rotenona, extractos	27 865	26 173 ¹
140110	Bambú utilizado principalmente para trenzar	37 562	50 054
140120	Ratén utilizado principalmente para trenzar	118 987	51 327
140210	Capoc	11 920	2 826 ¹
170220	Azúcar y jarabe de arce	43 632	116 202
200891	Palmitos, preparados o conservados de diversas formas	16 082	67 514
320110	Extracto de tanino de quebracho	51 938	45 173
320120	Extracto de tanino de acacia	63 877	34 168
320130	Extracto de roble o castaño	8 653	917 ¹
450110	Corcho natural, en bruto o apenas preparado	7 874	110 702
530521	Fibras de abaca en bruto (<i>Musa textilis</i>)	15 221	20 374

Compilado por el autor sobre la base de los datos Comtrade (<http://unstats.un.org/unsd/comtrade>)

n.a. = no aplicable, este código no existía en la versión SA11992.

¹ 2001

Recuadro 4. Cómo pueden ayudar los esquemas de certificación del comercio a los productores de PSNM

En los países en desarrollo el 'comercio leal', los esquemas de certificación de bosques y el etiquetado como producto orgánico están convirtiéndose en opciones para ayudar a proteger la viabilidad comercial de los negocios basados en los PSNM contra la competencia de productos similares obtenidos mediante cultivos agrícolas o de sustitutos sintéticos. Programas 'correctos' de certificación de la ordenación silvícola junto con programas que certifiquen conductas y procedimientos agrícolas 'apropiados' (por ejemplo prácticas 'correctas' de trabajo, cultivos orgánicos, comercio leal) ofrecen marcos prometedores para el éxito de la comercialización de PSNM certificados. Estos programas pueden ayudar a garantizar mejores precios para los recolectores, equidad social dentro de las cadenas de procesamiento y mercadeo, y asegurar que se presta atención a la sostenibilidad ambiental de los recursos que proveen los PSNM. Los mercados de comercio leal y los productos orgánicos ofrecen mayores ventajas a los productores de PSNM porque las cantidades que se necesitan para abastecer el comercio internacional son pequeñas cuando se las compara con la producción basada en la agricultura, y porque se pueden ofrecer a los productores precios bonificados.

Además, los mercados de alimentos de comercio leal y con etiquetado de producto orgánico se ubican entre los sectores comerciales de más rápido crecimiento en el sector de la distribución de alimentos. Numerosos PSNM se ajustan de manera ideal a este tipo de enfoques puntuales, en particular los que tienen un elevado valor por unidad, larga duración útil de almacenaje y son fáciles de procesar, conservar y manipular. Buenos ejemplos de ello son los aceites esenciales, miel, bambú, hierbas y nueces.

Existen ya numerosos tipos de programas de certificación que cubren una serie de productos de la agricultura, la pesca y el sector silvícola, pero los PSNM entran solo marginalmente en estos programas. Algunas de las principales dificultades para promover la certificación de los PSNM son:

- **La naturaleza dispersa de la producción:** El seguimiento de la producción de muchos productores de PSNM en pequeña escala dispersos en vastas zonas es un problema. Es difícil poder asegurar que los productos provienen de sitios certificados, lo que puede provocar mayores costos de seguimiento prohibitivos para los productores de PSNM en pequeña escala.
- **Definición de niveles sostenibles de cosecha:** Aún se están desarrollando normas y metodologías apropiadas para definir o verificar las prácticas y niveles sostenibles de cosecha de muchos PSNM.
- **Conflictos entre los usuarios del recurso:** El acceso restringido a los sitios certificados de aprovechamiento de PSNM puede crear conflictos entre y dentro de los grupos de usuarios del bosque.
- **Potencial de mercado no claro:** La demanda real de mercado para los productos PSNM es la fuerza motora de muchas iniciativas de certificación, y es clave para asegurar la viabilidad económica de los programas de producción de PSNM. Sin embargo, respecto de muchos PSNM aún no queda claro si los clientes pagarán precios bonificados por los productos certificados como de comercio leal u orgánicos.
- **Insuficiente definición y clasificación del producto:** La mayor parte de los PSNM no están incluidos todavía en los sistemas internacionales de clasificación o normativos (por ejemplo el Sistema Armonizado, la Clasificación Comercial Internacional Estándar, el Codex Alimentarius), y esto frena su comerciabilidad en el mercado internacional.

- **Insuficiente colaboración/compatibilidad entre los programas existentes de certificación:** La proliferación de productos certificados está creando confusión entre los consumidores.
- **Limitada capacidad de la corriente principal de beneficios de los programas de certificación para cubrir a todos los productores del sector:** Por ejemplo la cuota de mercado actual de nueces de Brasil certificadas es solo una fracción de la producción mundial total, de modo que el número de recolectores de nueces de Brasil que pueden beneficiarse de un programa de certificación está limitado por la cuota de mercado del producto certificado.
- **Barreras comerciales “no tarifarias”:** En las zonas productoras de alimentos y hierbas medicinales las barreras comerciales pueden obstaculizar los esfuerzos de certificación. Por ejemplo, en el año 2003 la Unión Europea decretó una prohibición total de importación de nueces de Brasil desde ese país a causa de sus altos niveles de aflatoxinas. Si bien la producción proveniente de lugares de origen certificados podía tener niveles aceptables de aflatoxinas, los productos certificados quedaron igualmente afectados por la prohibición.

Fuente: Vantomme y Walter 2003.

Recuadro 5. Tipos de programas de certificación aplicables a los PSNM

El comercio de PSNM se puede certificar con arreglo a diversos objetivos. Los más importantes son:

1. **Mejoramiento de la equidad social.** Que se produce mediante la certificación social, por ejemplo el comercio leal y ético. Este es el caso de la Organización Internacional de Etiquetado de Comercio Leal.
2. **Preocupaciones ambientales.** Esto se logra a través de programas de certificación vinculados con los bosques que garantizan que los productos se obtienen en bosques ordenados de manera sostenible. Ejemplos de ello son el Consejo de Administración Silvícola (CAS) y la Certificación Silvícola Paneuropea (CSP).
3. **Certificación de la calidad del producto,** en particular para los productos alimenticios cuyo comercio es administrado por organismos nacionales, regionales e internacionales de control. En el ámbito internacional el comercio de productos alimenticios tiene lugar con arreglo a las normas y especificaciones internacionales establecidos por organismos como la Organización Internacional de Estandarización (ISO), el Codex Alimentarius (FAO-Organización Mundial de la Salud [OMS]) y las Prácticas Correctas de Manufacturación (PCM). En el caso de las plantas medicinales, un ejemplo son las Prácticas Correctas de Cosecha de hierbas medicinales (OMS).
4. **Certificación orgánica.** Un ejemplo es la Federación Internacional de Agricultura Orgánica (FIAO).
5. **Programas de ‘Certificado de Origen’.** Estos se aplican ampliamente para certificar que un producto proviene de una región dada que cuenta con gran prestigio entre los consumidores. El ejemplo se aplica a vinos, miel, setas y bayas.

4. Asegurar una provisión sostenible de PSNM para el comercio

El factor de mayor importancia para el éxito y desarrollo sostenible de los PSNM destinados al comercio es la disponibilidad del recurso. En la mayoría de los casos la utilización de los PSNM para la subsistencia no ocasionará un perjuicio grave a la administración del recurso ni lo disminuirá, fuera de algunos casos excepcionales que ocurren durante sequías, inundaciones o conflictos armados. El aprovechamiento comercial de los PSNM es el que conduce a escasez de abastecimiento, cosa que por lo general sucede en el contexto de sistemas de libre acceso donde el recurso se cosecha en cantidades sin límite ni control.

Por lo general las especies silvícolas que rinden PSNM son poco frecuentes, en especial en los bosques tropicales, y no parece que puedan convertirse en importantes proveedoras de grandes cantidades comerciales puesto que podrían ser rápidamente sobreaprovechadas. También es cierto que algunas especies de PSNM son comunes, como la palmera açai (*Euterpe* spp.) en los bosques de Varzea en la cuenca baja del río Amazonas, o los pinos de los bosques de coníferas de América del Sur, que producen resinas. Setas y orugas pueden a veces ser muy comunes en condiciones climáticas favorables. En estos casos, la penuria de recursos no es un factor importante de limitación para el comercio.

A menudo cuando se promueve el aprovechamiento comercial de un PSNM cierta información básica acerca del mismo no se conoce o es en gran medida ignorada, por ejemplo su biología y dinámica de población, o el contexto socioeconómico de su utilización, incluyendo los derechos de los usuarios y los de acceso. Las medidas destinadas a asegurar el suministro de PSNM al comercio consisten por lo general en reglamentaciones de acceso al recurso, el refuerzo de su productividad mediante la ordenación silvícola, la oferta de incentivos económicos, o una combinación de todas ellas.

Influencias del mercado en los índices de extracción de PSNM

Cuando se produce una escasez de suministros de PSNM, la primera y más sencilla medida que se toma es por lo general la reglamentación, ya sea oficial o informal, del contexto socioeconómico para su aprovechamiento. Quienes forman parte de la cadena de mercado, sean productores, comerciantes, consumidores o gobiernos, tienen papeles decisivos que cumplir. Los comerciantes pueden influir en la producción de materias primas aumentando los precios pagados a los productores. Mediante la concesión de licencias y permisos de recolección los gobiernos pueden crear los marcos legales que regulen el acceso a los bosques públicos y hacer el seguimiento de la cosecha. Los consumidores influyen en el comercio a través de sus preferencias por ciertos productos o procedimientos (por ejemplo productos orgánicos o prácticas de comercio leal), mientras que los productores pueden ampliar o mejorar la intensidad de recolección o cambiar sus sistemas de producción.

El ejemplo de fluctuación anual de la producción de nueces de Brasil (Recuadro 3) muestra que el suministro de los PSNM comercializados de estas especies y de otras muchas depende directamente de los precios que se ofrecen a los recolectores. Los precios tienden a ser cíclicos porque dependen sobre todo de factores económicos, sociales o climáticos que están fuera de la región de los productores, o de las fluctuaciones de precio del(de los) sustituto(s) competidor(es). Cuando se ofrecen precios más elevados, los productores intensificarán o ampliarán sus programas de recolección a zonas más grandes proporcionales a sus medios. Cuando los precios son bajos abandonarán incluso la recolección, que podría no compensar el tiempo destinado a la misma respecto de otras opciones para obtener ingresos. También las prohibiciones a la exportación pueden afectar los precios pagados a los productores. Buen ejemplo de ello es la prohibición impuesta a la caña de ratén en bruto de Indonesia en 1979, que produjo una disminución

del precio de la caña en bruto pagado a los productores y una caída en la producción de la misma. La prohibición de exportación fue abolida en 1999, a lo que siguió un intenso aumento en la producción y exportación de caña (Purnama et al. 1998; Sastry 2001).

Estos ejemplos, al igual que los de las nueces de Brasil y açai en Amazonas, goma arábica y nueces karite en el Sahel o el ratén de Indonesia y Malasia se asemejan en cuanto a que las cantidades extraídas de los bosques para su comercialización representan solo una fracción de lo que todavía queda disponible para cosechar. En casos como estos, la fluctuación del precio afectará el suministro mucho más que las reglamentaciones del uso de los bosques o las iniciativas de ordenación del recurso, si bien esto es cierto solamente para las regiones que siguen siendo ricas en bosques o recursos arbóreos que producen PSNM, y cuando las demandas del mercado son todavía relativamente modestas.

No obstante el margen de aumento de los precios pagados a los productores es limitado, y los esfuerzos por expandir la extracción abarcando zonas más grandes se vuelven rápidamente demasiado costosos y llevan demasiado tiempo a los recolectores. Unos precios más altos de los materiales de PSNM en bruto en el mercado los hacen menos competitivos que sus sustitutos. Los productores de PSNM venden su producción a los comerciantes intermediarios que son los socios clave en la cadena de mercadeo entre el productor y el consumidor, y cuyas decisiones afectan de manera crítica el comercio de PSNM. Desde el punto de vista del comerciante, cuando el margen de provecho de los PSNM disminuye deben trasladar sus inversiones a otros productos que dejen mejores márgenes.

Pagar a los recolectores precios más altos conducirá asimismo a la intensificación de la recolección (cosechar más por unidad de superficie) y a una ampliación de las zonas de recolección (cosechar en zonas más vastas). Sin embargo, cuando la zona de bosque accesible es limitada esto puede llevar a una competencia rígida y a conflictos entre los cosechadores y otros usuarios del bosque (por ejemplo los recolectores de setas silvestres).

Demanda de PSNM y modos de regular su extracción

Cuando aumenta la demanda de PSNM en el mercado o bien cuando disminuye la zona de bosque accesible, los cosechadores, las comunidades locales o los gobiernos pueden establecer marcos formales o informales que regulen el acceso a sus bosques y vigilen la cosecha de PSNM. Esto puede llevarse a cabo mediante licencias o permisos de recolección cuyo objetivo es proteger tanto el ingreso de los recolectores como el abastecimiento del recurso. Aquí los gobiernos pueden cumplir un papel clave porque en muchos países son los mayores propietarios de bosques. Los gobiernos tienen también la obligación social de asegurar una distribución equitativa de los beneficios entre todos los grupos de usuarios del bosque, prestando particular atención a la asistencia de los grupos más débiles de la sociedad, como las comunidades indígenas que dependen de los bosques y son por lo general recolectoras de PSNM.

No obstante, el éxito comercial de un PSNM a escala mundial puede producir una demanda de abastecimientos tan elevada que no sea asegurable solo con la producción basada en el bosque y llevada a cabo por la población que depende del mismo. Algunos ejemplos de desarrollo de una escala industrial de producción para satisfacer la demanda son las nueces macadamia en Australia, Hawai (EE.UU.) y Sudáfrica, el arroz silvestre en California y los brotes de bambú en China.

Por lo tanto, mayores niveles de demanda de algunos PSNM comercializados a escala internacional exigirán intensificar la producción para aumentar la cantidad y calidad del producto. Una demanda estable y/o creciente a precios justos para los productores proporciona fuertes incentivos a los inversores privados de todos los niveles para que aumenten o mejoren la producción mediante una ordenación más intensa del recurso, suceda esto a través de la silvicultura, el cultivo en explotaciones agrícolas o en programas agrosilvícolas intermedios.

Desde el punto de vista de los dasónomos, un mayor abastecimiento del recurso proporcionado por una especie se puede obtener aplicando al bosque intervenciones

de silvicultura que aumenten la superficie de crecimiento de la especie seleccionada, o estableciendo reglamentaciones de ordenación del bosque que limiten el acceso o los derechos de los usuarios y especifiquen las responsabilidades de los interesados. No obstante, las reglamentaciones de ordenación silvícola y los sistemas de silvicultura tienen sus límites técnicos, económicos y sociales. Esto es particularmente cierto en bosques donde numerosos grupos de usuarios tienen demandas de uso conflictivas, como extraer madera en rollo, apacentar ganado, recoger PSNM o leña, cazar u ofrecer ecoturismo. A menudo hay por ejemplo significativas diferencias de valor entre los PSNM, la leña y la madera en rollo de muchas especies arbóreas, y esto puede producir conflictos, en especial cuando los beneficios derivados de la madera en rollo y los PSNM van a diferentes grupos de usuarios. Para dar solo algunos ejemplos, *Entandophragma utile* (sapelli – orugas), *Baillonella toxisperma* (moabi – frutos), *Pterocarpus soyauxii* (padouk – resina), *Carapa guianensis* (andiroba – nueces) y *Milicia excelsa* (iroko – corteza), tienen tanto un alto valor como madera en rollo en los mercados de todo el mundo como un alto valor para los pueblos nativos que recogen en ellos sus PSNM.

Intensificación de la ordenación de las especies de PSNM

Cuando aparece la demanda de mercado, el cultivo de especies de PSNM en explotaciones agrícolas es en última instancia la opción más viable para hacer frente a los problemas de abastecimiento del recurso. La domesticación de vegetales y animales comenzó hace unos 10 000 o 12 000 años atrás en el Cercano Oriente, y su proceso sigue en todo el mundo, en particular en las regiones tropicales. Ejemplos de ‘nuevos’ cultivos recientemente introducidos de las especies del Amazonas son el caimito (*Averrhoa carambola*), cupuacu (*Theobroma grandiflora*), guarana (*Paullinia cupana*), acerola (*Malpigia glabra*) y pupunha (*Bactris gasipaes*). Animales como la paca (*Agouti paca*) y la iguana (*Iguana iguana*) han sido recientemente domesticados en América del Sur.

Además, el cultivo o una ordenación más intensa pueden también producir artículos de mejor calidad, facilitar un mayor control de la cantidad y oportunidad de la producción y hacer más eficaz la inversión de tiempo y recursos de los productores, a la vez que reduce los costos de producción. El ‘cultivo’ de una especie de PSNM puede también diversificar de manera significativa la zona de producción en comparación con su tal vez limitada presencia en el hábitat natural. Por ejemplo, la difusión de los nogales en muchos países, incluso en el hemisferio meridional, permite ahora producir nueces durante el invierno del hemisferio septentrional, de modo que el mercado dispone de nueces frescas prácticamente todo el año. Este tipo de expansión agrícola distribuye los riesgos de producción entre muchos productores de una serie de geografías mucho más amplia, caracterizada por condiciones climáticas diferentes. Si los niveles de precios y la demanda permanecen estables en el tiempo, aumentará el provecho por la intensificación de la ordenación. Además, el hecho de disponer de un producto en cantidades abundantes y garantizadas provenientes de muchos abastecedores en todo el mundo puede aumentar de manera significativa su potencial comercial.

El paso de la recolección a la domesticación es dinámico y complejo. No siempre se produce en progresión lineal de tiempo y espacio, y de hecho pueden existir al mismo tiempo la recolección y el cultivo de una misma especie de PSNM; la especie recogida por las poblaciones que dependen de los bosques en la naturaleza silvestre de un país puede ser producida por agricultores en otro lado. Un buen ejemplo de esto es el fruto sapota (*Pouteria sapota*) que se sigue recogiendo en el Amazonas para subsistencia y para el mercado local y al mismo tiempo está siendo cultivado en California (ver el sitio California Rare Fruit Growers <http://www.crfg.org> y también Alternative Field Crop Manual, Universidad Purdue: <http://www.hort.purdue.edu/newcrop/afcm>). Esto también puede suceder cuando existe una estrecha proximidad geográfica, como en la plantación industrial de caucho y el ‘caucho de la jungla’ en Indonesia. Las especies cultivadas introducidas pueden asimismo invadir algunas regiones y pasar a ser un recurso cuyos PSNM se pueden recoger. Por ejemplo *Prosopis* spp. en África y *Opuntia* spp. en el Mediterráneo, donde ambas son actualmente importantes como piensos. Hay, por el

contrario, casos en que un cultivo pierde popularidad, los agricultores dejan de producirlo y algunas especies vuelven al estado silvestre. Ejemplo de ello es el níspero común (*Mespilus germanicus*). Originario de los Balcanes, se expandió por toda Europa, donde hasta la tarda Edad Media fue un popular árbol frutal cultivado. Actualmente su cultivo ha sido 'olvidado' en Europa, pero aún crecen ejemplares 'silvestres' en los bosques.

Sin embargo la domesticación y cultivo de algunas especies de PSNM no siempre es técnicamente posible, económicamente factible o social y ambientalmente aceptable; funciona bien con algunas especies pero no con otras, como el caso de algunas setas, musgos o líquenes sumamente valiosos que aún no sabemos cómo cultivar. Algunos productos cultivados pueden ser también inferiores en calidad si se los compara con los productos silvestres, como los de algunas plantas medicinales. Además la conveniencia económica de cultivar una especie de PSNM será limitada mientras la que crece en forma natural esté disponible en abundancia y pueda adquirirse a precios más bajos, como las nueces de Brasil de Amazonas.

También la dimensión socioeconómica de la domesticación es un factor importante. Puede suceder que la población dependiente del bosque o los grupos socialmente desaventajados que dependen de los PSNM para su subsistencia e ingresos monetarios no tengan acceso a las tierras de cultivo, o no sean capaces de competir con la producción en gran escala de agricultores bien establecidos.

El cultivo de PSNM tiene implicaciones ambientales importantes, en el sentido de que puede reducir el incentivo de conservar los ecosistemas en los cuales esas especies de PSNM crecen en forma natural. Por otro lado la conservación de la biodiversidad silvícola es una prioridad porque muchos cultivos tienen todavía parientes silvestres en los bosques, y estos parientes silvestres son una fuente valiosa de genes para los fitomejoradores que investigan la resistencia a las enfermedades o quieren conseguir variedades más productivas de cultivos y animales domesticados.

Algunas organizaciones de conservación del medio ambiente consideran que la recolección de PSNM en los bosques es más compatible con la conservación de la biodiversidad que la extracción de madera en rollo. En realidad esta premisa depende mucho del tipo de producto y del modo en que se lo aprovecha. Una extracción de baja densidad de PSNM en los bosques naturales, como es el caso de algunos frutos, hojas o nueces, puede tener un impacto mínimo en la biodiversidad local a nivel de una zona o especie en particular. Pero a medida que aumenta la intensidad de la cosecha y las técnicas se vuelven más destructivas, como cuando se extirpan ejemplares de plantas para cosechar sus productos, el aprovechamiento de PSNM puede resultar tan dañino para la supervivencia a largo plazo de la especie y el ecosistema respectivo como el aprovechamiento maderero. Los sistemas de producción de PSNM de manejo intensivo pueden incluso desplazar completamente a la vegetación natural, como en el caso de la producción de brotes de bambú en China.

El efecto a largo plazo de la promoción de la comercialización de PSNM para aliviar la pobreza y conservar la biodiversidad de los bosques requiere estudios posteriores (ver el Recuadro 6). Si el PSNM promovido tiene éxito en el comercio internacional, la demanda aumentará y a largo plazo su suministro provendrá en medida creciente del cultivo, lo cual beneficiará a los agricultores más que a los recolectores y puede incluso provocar la tala de los bosques para cultivar el PSNM. Además, en el caso de algunos PSNM domesticados como especies de frutos y nueces, sus ejemplares a menudo son más grandes y de mejor calidad y pueden ser abastecidos de manera más regular. Combinados entre ellos, estos atributos 'domesticados' de los PSNM pueden hacer que el comercio pierda completamente su interés por los 'primos del bosque'.

Los debates en el Congreso Silvícola Mundial (Recuadro 6) subrayaron la necesidad de elaborar un método multidisciplinario en colaboración para que el desarrollo de estrategias de supervivencia basadas en el uso de PSNM tenga éxito. Se describieron como primeros pasos esenciales establecer la colaboración entre los sectores público y privado, involucrando incluso a participantes de fuera del sector silvícola como la agricultura, la educación, la industria, el comercio, el turismo y la salud pública.

Recuadro 6. ¿Pueden ordenarse los bosques de manera sostenible a fin de abastecer el mercado de PSNM?

Desde que se celebró la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo (UNCED) en Río de Janeiro, Brasil, en 1992, los PSNM son considerados cada vez más como una categoría de vegetales y animales capaces de generar ingresos en beneficio de los habitantes de los bosques, al tiempo que éstos pueden ser incluidos en programas de conservación de la biodiversidad. Por ejemplo, los temas relativos al desarrollo sostenible de PSNM fueron tópicos de debate en el evento lateral del Congreso Silvícola Mundial (WFC) titulado *Reforzamiento de la colaboración mundial para mejorar el desarrollo sostenible de los productos silvícolas no madereros* celebrado en Québec, Canadá, el 20 de septiembre de 2003 (<http://www.sfp.forprod.vt.edu/discussion>). Este evento de un día entero fue organizado conjuntamente por la Unión Internacional de Organizaciones de Investigación Silvícola (IUFRO, Grupo 5.11 Productos Silvícolas No Madereros), el Centro de Investigación Silvícola Internacional (CIFOR) y el Programa de Productos Silvícolas No Madereros de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). La reunión identificó y dio prioridad a temas emergentes para el desarrollo del sector de los PSNM, atrajo la atención del WFC y de los responsables de tomar decisiones que afectan a los recursos silvícolas en cuanto a la necesidad de investigación relativa a los PSNM clave y de elaborar recomendaciones de política para los años venideros, y subrayó la importancia de establecer una colaboración entre los organismos para crear un sector sostenible de PSNM. Las recomendaciones elaboradas en la reunión se completaron con resúmenes de debates y documentos sobre el tema *Comercialización: Un freno de la realidad; Uniendo la ordenación de los PSNM con el desarrollo de los medios de vida*, y *Dimensiones institucionales y de política*. Estos textos están disponibles en forma directa en <http://www.sfp.forprod.vt.edu>.

En la reunión se expuso una amplia serie de casos de ordenación silvícola de PSNM. Algunos estudios mostraban de qué manera la recolección de PSNM mejoró significativamente los medios de vida de los habitantes del bosque sin comprometer la biodiversidad, mientras que otros casos revelaron apenas alguna capacidad para generar ingresos, con elevados riesgos de extinción de la especie aprovechada. En algunos casos resultó particularmente difícil hacer incluso una evaluación de la repercusión del uso de PSNM en la ordenación adecuada del bosque y/o en los medios de vida de las comunidades locales. Esto se debió en parte a las dificultades metodológicas al acometer los inventarios biométricos y las evaluaciones económicas, y a la falta de una terminología común para definir los términos, los productos y los procesos relacionados con la biodiversidad, la sostenibilidad o la equidad social que hubieran permitido una comparabilidad integral de las colecciones de datos y los estudios de caso. La mayoría de los casos examinados en la reunión mostraron que los PSNM eran un ingreso complementario derivado del aprovechamiento maderero, al que no reemplazaban.

5. Desafíos del seguimiento de la extracción sostenible de productos silvícolas no madereros en los bosques

En esta sección no están comprendidos los PSNM originados en las 'explotaciones agrícolas', puesto que la sostenibilidad de su producción no es un tema significativo. Por el contrario, para los PSNM silvestres que se siguen recogiendo en los bosques subsisten los principales desafíos en cuanto a definir los niveles de uso sostenible y desarrollar metodologías apropiadas de ordenación y aprovechamiento.

Se necesita información precisa acerca del crecimiento y capacidad de regeneración de las especies que proveen PSNM (FAO 2001b). Si bien el conocimiento autóctono de las especies de PSNM suele ser considerable, está por lo general vinculado con los usos de subsistencia y por tal motivo es menos aplicable a la administración y mercadeo modernos necesarios para sostener los niveles de producción destinados al comercio. Asimismo es importante reconocer que no todo el conocimiento tradicional es exacto del punto de vista biológico. Existe el concepto de que puesto que un conocimiento es tradicional hay buenas razones para que sea compatible con los datos científicos, aunque sobre muchos PSNM existan escasos conocimientos científicos. De hecho, hasta ahora se han dedicado pocos esfuerzos científicos al rendimiento sostenible de los PSNM. Muy pocas especies proveedoras de PSNM han sido escogidas hasta ahora como destinatarias de programas de investigación, y a menudo falta por completo información básica acerca de su ecología, promedio de crecimiento, silvicultura y respuestas al cultivo.

A continuación se detallan las características biológicas, socioeconómicas y culturales clave de los PSNM que representan los principales desafíos para su ordenación sostenible.

Desafíos biológicos

- Las especies animales y vegetales conocidas como proveedoras de recursos de PSNM son extremadamente diversas (árboles, matorrales, plantas anuales, setas, líquenes, orugas, aves...).
- Muchas de estas especies (setas, insectos, lianas...) tienen ciclos de vida y dinámicos de población complejos.
- Se pueden usar partes diferentes de un mismo animal o planta, cada una de las cuales requiere técnicas diferentes de aprovechamiento que no deberían afectar el vigor de la planta o su capacidad de reproducción (por ejemplo árboles que proveen leña, piensos, fibras de la corteza, frutos...).
- Las técnicas de cosecha y su intensidad dependen del tipo de producto extraído (exudaciones, hojas, flores, brotes, frutos y nueces, remoción de toda la planta...) y de la biología de la especie.
- El carácter de estacional de muchas especies de PSNM puede hacer difícil detectarlas, por ejemplo setas, insectos o pequeñas plantas anuales.

Desafíos culturales y socioeconómicos

- Muchas especies de PSNM tienen una distribución geográfica limitada y por lo tanto sus productos solo revisten importancia local.
- Se dispone de pocos o ningún dato socioeconómico que cuantifique la importancia de los PSNM para apoyar la política silvícola y la toma de decisiones.
- Muchos PSNM se producen en pequeñas cantidades y generan ingresos modestos. Por lo tanto tienen muy poca prioridad para los inversores y administradores profesionales de recursos.
- Algunos PSNM son recogidos y utilizados por una serie de grupos de usuarios silvícolas, a menudo con intereses y necesidades en conflicto.
- Existen muchas diferencias de escala para evaluar los recursos silvícolas, desde los inventarios de árboles relativamente sencillos a las muy costosas y complejas evaluaciones de la biodiversidad, lo que puede desalentar a los administradores de los recursos silvícolas para incluir los PSNM en sus planes de ordenación silvícola. El tiempo, dinero y personal capacitado necesarios para realizar evaluaciones de PSNM son limitados.
- Numerosas disciplinas científicas, organismos de desarrollo y organizaciones conservacionistas incluyen a los PSNM (o temas vinculados con los mismos) en sus programas de investigación aplicada, desarrollo o conservación, a menudo con muy poca coordinación.
- Existe una amplia gama de concepciones culturales diferentes acerca del uso de los PSNM en todo el mundo, en especial sobre su utilización como alimentos (comer insectos, por ejemplo).

6. Prioridades para el desarrollo del sector de los productos silvícolas no madereros

Agrupamos en cuatro conjuntos las prioridades para el desarrollo de la producción de PSNM:

1. Mejoramiento de la tecnología para la ordenación de los recursos de PSNM en los bosques. Es necesario crear soluciones tecnológicas de bajo costo para inventariar los recursos, desarrollar técnicas de cosecha sostenible, definir niveles de cosecha y modificar los regímenes de silvicultura para obtener al mismo tiempo madera en rollo, servicios silvícolas y PSNM. La mayoría de los PSNM aún se recogen en los sistemas naturales, de modo que las fuentes *in situ* dominan todavía el abastecimiento de PSNM. Los tratamientos silvícolas aplicados en los bosques siguen apuntando a la producción de madera en rollo, y hasta ahora se presta poca atención a las necesidades silvícolas de las especies de PSNM.

2. Mejor integración de la producción *ex situ* e *in situ* de PSNM. Cómo, dónde y cuándo la domesticación resulta apropiada como estrategia complementaria o sustitutiva de la producción de PSNM es un tema espinoso. Otro es si la domesticación, si y cuando tiene lugar, mejorará los medios de vida de los habitantes del bosque. La producción de PSNM en la agricultura (producción *ex situ* o en la finca agrícola) es una creciente solución impulsada por la demanda de mercado, pero sus beneficiarios no son necesariamente los recolectores. Si bien la domesticación de las especies de PSNM puede ser una respuesta válida a los déficit de abastecimiento, aún se necesita una profunda investigación para resolver temas técnicos relativos a la misma, y para identificar las circunstancias en que estos programas de domesticación pueden producir resultados beneficiosos para los habitantes del bosque.

3. Mejoramiento de la equidad social en la producción, uso y comercio de PSNM en un mundo 'globalizado'. ¿De qué manera pueden los bosques resultar más equitativos socialmente, en particular para las comunidades rurales que más dependen de los recursos no madereros de los bosques? Otros desafíos son cómo conciliar los objetivos de diversos grupos de usuarios silvícolas que aprovechan la madera en rollo o los recursos silvícolas no madereros, cómo resolver los conflictos entre los usuarios y cómo hacer que la propiedad intelectual y otros derechos de los productores de PSNM sean adecuadamente reconocidos y recompensados por el comercio mundial. Por ejemplo, el paso del uso de subsistencia al comercio mundial de algunos PSNM se produce directamente sobre la base del conocimiento autóctono de dichos productos y su utilización tradicional de larga data. Las comunidades locales deben beneficiarse por su papel a menudo muy activo en la conservación de los recursos silvícolas, y por toda contribución que hagan al desarrollo de productos de interés comercial. ¿Cuál es la repercusión de la creciente globalización del comercio sobre los productores de PSNM? ¿Cómo se pueden fomentar las asociaciones de emprendedores y las pequeñas empresas en las comunidades silvícolas que siguen operando en el contexto del mercado local o de la aldea?

El papel y la repercusión de los instrumentos no tarifarios vinculados con el comercio, como los programas de certificación y los códigos de mejores prácticas necesitan ulterior aclaración. Se deben mejorar los métodos actualmente aplicados para evaluar la importancia socioeconómica del sector de los PSNM en los ámbitos internacional, nacional y local a fin de resolver los temas mencionados más arriba.

4. Reforzamiento del apoyo institucional al sector de los PSNM. Si bien en algunos casos puede haber disposiciones informales bien firmes para la cosecha, utilización y comercio de PSNM, por lo general hay pocas disposiciones formales establecidas para vigilar y regular el flujo de los PSNM de los productores a los consumidores. Se necesitan disposiciones institucionales formales basadas en métodos coordinados entre muchos organismos, referidas a la ordenación y conservación de los PSNM, y ello porque en muchos países los ministerios de silvicultura, de agricultura, de medio ambiente y/o de salud se vinculan con diferentes aspectos de los PSNM. Por

ejemplo, los temas socioeconómicos de la producción de PSNM pueden entrar en la competencia de ministerios u organismos dedicados al comercio, la industria, la educación o la investigación. Los ministerios relacionados con temas sociales como la regulación del acceso a los bosques pueden también tratar temas relativos a la reforma agraria o al desarrollo rural, e incluir los PSNM. Esta fragmentación de competencias puede provocar ineficacia en la administración debido a la poca comunicación y a actividades poco coordinadas. Por lo tanto se deben mejorar sustancialmente las comunicaciones entre instituciones dentro de los países, y la sinergia entre los socios internacionales. Las políticas originadas fuera del sector silvícola pueden ser tan importantes como las políticas de PSNM en el ámbito de los sectores silvícolas, y esto debe incluirse en la elaboración de las disposiciones institucionales aplicadas a los PSNM.

7. Conclusiones

Los PSNM son significativos en el ámbito local sobre todo para la subsistencia y, cuando se los comercializa, en el ámbito del mercado de la aldea. Es difícil evaluar su importancia comercial en el ámbito nacional e internacional, pero en los programas actuales de información se los subestima. La terminología vinculada con los PSNM es ambigua e incluye una amplia serie de términos de diferente contenido y objetivo, cosa que hace difícil el intercambio de informaciones y comunicaciones.

La contribución de los PSNM para el alivio de la pobreza necesita ser ulteriormente investigada. El comercio en el ámbito nacional e internacional requiere grandes inversiones de capital y organización social que por lo general los grupos de productores de PSNM no poseen, y por ello pueden fácilmente ser dejados al margen de las operaciones comerciales en gran escala.

Se conoce poco la repercusión de la recolección de PSNM sobre la diversidad biológica de las especies silvícolas, si bien en la mayoría de los casos el uso de PSNM para la subsistencia no provocará la disminución del recurso. Aunque los expertos silvícolas consideran que el aprovechamiento de PSNM suele ser menos destructivo para los bosques que el aprovechamiento maderero, por lo general el aprovechamiento comercial de los PSNM para el comercio (inter) nacional se realiza mediante sistemas de acceso abierto que involucran cantidades no controladas que pueden ser insostenibles.

Para la comercialización de los PSNM en los mercados internacionales el abastecimiento de recursos proviene en medida creciente del cultivo en fincas agrícolas. Pero la domesticación de los PSNM aparece como más beneficiosa para los agricultores que para los recolectores, aunque también puede reducir la presión de recolección sobre las fuentes silvestres de especies de PSNM. Aunque esto beneficia la conservación de los ecosistemas silvícolas, puede también disminuir el valor de las especies silvestres de PSNM para los usuarios locales.

Sigue habiendo numerosos desafíos para definir niveles sostenibles de uso y prácticas razonables de ordenación, cosecha y comercialización de los PSNM. Si el mejoramiento de la subsistencia es el objetivo, resulta esencial un método multidisciplinario basado en la colaboración entre los interesados en los PSNM y los organismos del sector silvícola y ajenos al mismo.

Referencias

- Belcher, B.M. and M. Ruiz-Pérez. 2001. An international comparison of cases of forest product development: Overview, description and data requirements. Working Paper no. 23, Centre for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2001a. Global Forest Resources Assessment 2000. FAO Forestry Paper 140. FAO, Rome, Italy.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2001b. Resource assessment of nonwood forest products, experience and biometric principles. Nonwood Forest Product (NWFP) Series No. 13. FAO, Rome, Italy.

- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) – Anuario Estatística do Brasil. 1972, 1982, 2000 and 2003. Diretoria de Pesquisas, Departamento de Agropecuária, Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura, Brazil.
- Purnama, B.M., H. Prahastb and B.D. Nasendi. 1998. Rattan in east and south Kalimantan, Indonesia: A case study of the production-to-consumption systems. International Network for Bamboo and Rattan (INBAR) Working Paper no 21, INBAR, Beijing, China.
- Ruiz-Pérez, M., B. Belcher, R. Achdiawan, M. Alexiades, C. Aubertin, J. Caballero, B. Campbell, C. Clement, T. Cunningham, A. Fantini, H. de Foresta, C. García Fernández, K.H. Gautam, P. Hersch Martínez, W. de Jong, K. Kusters, M.G. Kutty, C. López, M. Fu, M.A. Martínez Alfaro, T.R. Nair, O. Ndoye, R. Ocampo, N. Rai, M. Ricker, K. Schreckenber, S. Shackleton, P. Shanley, T. Sunderland and Y. Youn. 2004. Markets drive the specialization strategies of forest peoples. *Ecol. Soc.* 9(2):4.
- Sastry, C.B. 2001. Rattan in the twenty-first century – an overview. *Unasyuva*, No. 205. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome, Italy.
- Stiftung Ökologie and Landbau. 2003. http://www.soel.de/publikationen/oel/oel_inhalt2003.html. Germany.
- Vantomme, P. and S. Walter. 2003. Opportunities and challenges for nonwood forest products certification. *In* Congress Proceedings XII, World Forestry Congress (WFC), 21–28 September 2003. WFC, Quebec, Canada.
- World Forestry Congress(WFC) side event. 2003. Strengthening global partnerships to advance sustainable development of nonwood forest products, held in Quebec, Canada on 20 September 2003 (<http://www.sfp.forprod.vt.edu/discussion>).
- Zitzmann, G. 1999. Multiple use and livelihood strategies in Mopane woodland. The case of Ditladi, northeast district, Botswana. *Schriftenreihe des Institutes für Internationale Forst- und Holzwirtschaft* No. 2. TU (Technische Universität), Dresden, Germany.



Capítulo 4

Elaboración de modelos de los procesos biológicos: desde los genes hasta los ecosistemas

B. Degen¹, A. Jarvis^{2,3} y B. Vinceti⁴

¹ *Federal Research Centre for Forestry and Forest Products (BHF), Institute for Forest Genetics and Tree Breeding, Grosshansdorf, Alemania*

² *Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos (IPGRI), Oficina Regional de las Américas, Cali, Colombia*

³ *Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), Proyecto de Uso de la Tierra, Cali, Colombia*

⁴ *Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos (IPGRI), Roma, Italia*

1. Introducción: ¿cómo pueden ayudarnos los modelos a entender los procesos biológicos y a identificar opciones de ordenación?

En los últimos tres decenios los modelos de simulación han sido utilizados para estudiar los ecosistemas silvícolas (Johnsen et al. 2001; Porté y Bartelink 2002). Actualmente los modelos se han convertido en importantes herramientas de investigación y ordenación porque: (i) los árboles se caracterizan por tener tiempos prolongados de generación que limitan la observación empírica de sus ciclos de vida; (ii) utilizando los análisis de sistemas se puede estudiar ventajosamente la complejidad de los ecosistemas silvícolas (Berg y Kuhlmann 1993); (iii) a medida que crece la presión sobre los bosques, se necesita mayor capacidad de predicción para tomar decisiones de política y ordenación silvícolas y (iv) el desempeño de la computación y sus programas ha alcanzado un nivel tal de sofisticación que se puede confiar en los resultados de la ordenación simulada de los bosques. Los modelos se han aplicado a ecosistemas silvícolas naturales, a plantaciones de árboles y a bosques alterados por los seres humanos.

Se han utilizado modelos para predecir el crecimiento y rendimiento de los bosques y para administrar y comprender sus procesos demográficos, dinámicos y de sucesión. Se los ha utilizado para predecir y analizar la circulación y adjudicación de materiales relativos a los bosques, de energía e información genética y para definir nuevos experimentos, y se los ha empleado para estimar los efectos de las alteraciones naturales o provocadas por el hombre tales como incendios, plagas, tormentas, contaminación del aire, aprovechamiento y cambios del clima, en los ecosistemas silvícolas.

Los modelos relacionados con los bosques se han clasificado de diferentes maneras. Una clasificación muy utilizada distingue los modelos “empíricos” de los “mecanicistas”. Los modelos se definen como empíricos cuando las ecuaciones se ajustan estadísticamente a los datos. En cambio los modelos mecanicistas buscan integrar el conocimiento causal de los procesos físicos, biológicos y mecánicos, es decir tratan de establecer relaciones funcionales entre los distintos elementos de los sistemas modelados. Otro modo de clasificar los modelos se basa en escalas espaciales, típicamente divididas a nivel de ‘rodal’, ‘claro’ o ‘árbol’. En los modelos de rodal no se describen los árboles individuales, y la canopia está representada por capas homogéneas horizontales de hojas. Los modelos de claro definen y rastrean cada árbol que crece y compite en espacios delimitados llamados ‘claros’, cuya escala en la mayoría de los modelos silvícolas va de 10m x 10m

a 100m x 100m. Otros tipos de modelos se construyen de acuerdo con la estructura y la complejidad de la flora del bosque respectivo, por ejemplo “bosque monoespecie y de edad homogénea” o “bosque mixto y de edades diversas”, o bien según el modo determinado de posición en el espacio y de competición de los árboles, como modelo “dependiente de la distancia” *versus* “independiente de la distancia” (los modelos dependientes de la distancia analizan determinado vecindario para estimar la competencia de cada árbol respecto de la cantidad y tamaño de los otros árboles ubicados a cierta distancia). Por último, algunos modelos se desarrollaron solamente con propósitos de investigación científica o principalmente para la administración del bosque.

La tendencia actual del desarrollo de modelos es hacia los modelos mecanicistas con elevada resolución espacial (modelos árbol o claro) que integran procesos provenientes de diferentes disciplinas. Un ejemplo será un modelo que vincule los datos de suelo y clima con los procesos ecofisiológicos de los árboles (Lindner et al. 2002). Sin embargo en general se siguen utilizando modelos empíricos como los que se aplican tradicionalmente al crecimiento y rendimiento de los bosques. Suponiendo que las condiciones del sitio permanecen constantes, dichos modelos predicen el crecimiento futuro a partir de mediciones reales de crecimiento histórico. Puesto que ignoran los cambios potenciales del ambiente y los tratamientos genéticos y silvícolas que pueden tener lugar en la rotación del bosque (Johnsen et al. 2001) por lo general no serían aplicables a otras regiones sin una reparametrización (un parámetro es una cantidad numérica que representa el promedio de las relaciones entre las variables de un modelo). No obstante, ofrecen predicciones confiables cuando las condiciones del sitio permanecen sin cambios desde el momento en que se parametrizó el modelo. Por otro lado los modelos mecanicistas tienen la ventaja de ser aplicables a una amplia gama de bosques, pero sus predicciones (p. ej. de crecimiento y rendimiento) son menos precisas, y la cantidad de datos necesarios para que funcionen bien es mayor que para los modelos empíricos, cosa que los hace menos apropiados para la ordenación de los bosques. Actualmente la mayoría de los modelos de ecosistemas silvícolas son “híbridos” que contienen tanto elementos mecanicistas como empíricos.

2. Aplicación de modelos a nivel de paisaje: ecosistemas silvícolas

2.1 Modelos de crecimiento y rendimiento de los bosques

Uno de los usos más antiguos y comunes de modelos en los bosques es el desarrollo y aplicación de cuadros de rendimiento y modelos de crecimiento. En su historia, que se extiende a más de 250 años en el pasado, los cuadros de rendimiento evolucionaron desde versiones elementales que utilizaban conjuntos de datos limitados para rodales de bosques monoespecíficos y de edad homogénea, hasta los sofisticados modelos actuales de simulación por computadora que predicen el dinamismo de bosques mixtos de edades diversas (Pretzsch 2000). Estos modelos buscan principalmente predecir el crecimiento y rendimiento del bosque, estimar los efectos del aclareo y el aprovechamiento maderero y desarrollar directrices para la ordenación de bosques pluriespecies. A título de ilustración describiremos brevemente dos ejemplos de este tipo de modelo. Ambos son modelos empíricos dependientes de la distancia de los árboles. El modelo SILVA fue desarrollado para los bosques templados de Alemania (Pretzsch et al. 2002) y el modelo SYMFOR para los bosques tropicales de Asia y América del Sur (Phillips et al. 2003; Phillips et al. 2004a).

SILVA

SILVA es un modelo empírico de crecimiento silvícola dependiente de la distancia de cada árbol. El modelo simula la competición, mortalidad, crecimiento, aclareo y cosecha. Los resultados proveen la clásica información sobre árboles y rodales que sirve para administrar los bosques, información sobre la clasificación de los rollos y el rendimiento monetario y estadísticas sobre la biodiversidad y estructura del bosque. SILVA se ha aplicado a la planificación operativa y estratégica de ordenación de bosques, y ha ayudado a desarrollar

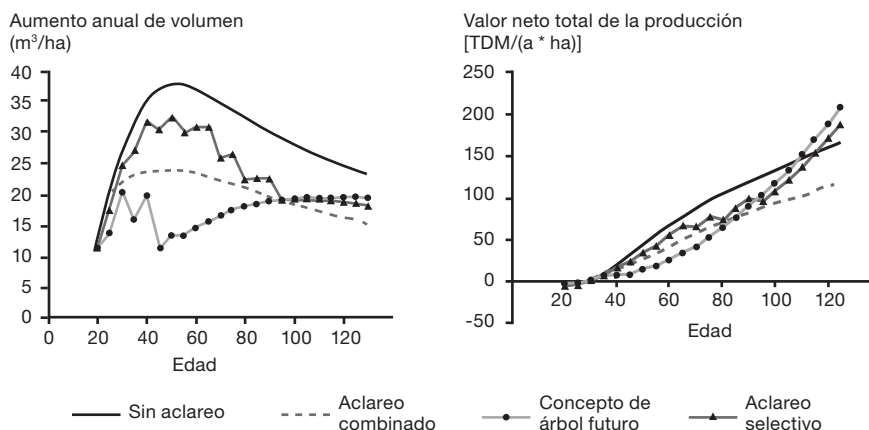


Figura 1. Resultados obtenidos con el modelo de simulación SILVA. Aumento anual de volumen (izquierda) y valor total neto de producción (derecha) simulados de diferentes rodales de pino de Noruega en Alemania meridional. Concepto de árbol futuro: el modelo realiza una selección. Recomienda dejar un total de 250 árboles en torno a los cuales se quitan 2-3 ejemplares competidores (un promedio de 2,5 competidores por árbol), a alturas de copas del rodal de 10, 14, 18 y 22 m. Fuente: Pretzsch et al. 2002.

directrices de ordenación para algunas especies en particular o para tipos de rodales en sitios de determinadas condiciones. Una aplicación típica es comparar diferentes métodos relativos al aclareo de los bosques con los de la producción de rollizos y el rendimiento económico (Figura 1). Las ecuaciones fundamentales de SILVA fueron extraídas de más de 155 000 observaciones de árboles hechas en parcelas permanentes de experimentación en Alemania, que incluyen pino de Noruega (*Picea abies* (L.) Karst), abeto plateado (*Abies alba* Mill.), pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.), haya común (*Fagus sylvatica* L.) y roble de invierno (*Quercus petraea* [Mattuschka] Liebl.). Para poder comenzar las simulaciones con los modelos se necesitan los datos de posición espacial, diámetro, altura y especie de todos los árboles del rodal. El modelo también incorpora diferencias de sitio utilizando parámetros de temperatura, capacidad de retención hídrica del suelo, precipitaciones, suministro de nutrientes del suelo y concentración de NO_x y CO_2 .

Como es típico de los modelos empíricos, las predicciones siguen siendo válidas hasta tanto las condiciones futuras del sitio permanezcan dentro del margen de las que se encontraron en los rodales de ejemplo permanente utilizados para parametrizar el modelo.

SYMFOR

SYMFOR es un marco de simulación que combina modelos de ecología de bosques tropicales naturales con modelos que describen elementos importantes de tratamientos de aprovechamiento maderero selectivo recomendados comúnmente para los bosques tropicales. La parte del modelo SYMFOR relativa a la ecología de bosque natural describe el crecimiento, mortalidad e incorporación de brinzales de cada árbol por encima de un diámetro mínimo. Este tipo de modelo es de base individual, o sea que se consideran por separado las condiciones únicas de cada árbol y su entorno, que pueden hacerse extensivas en el espacio. En las simulaciones de SYMFOR extendidas en el espacio se utiliza información sobre la posición de cada árbol para calcular la competencia analizando su vecindad. Las tareas de ordenación del bosque, por ejemplo la construcción de pistas de deslizamiento (senderos temporarios empleados para lanzar rollizos y árboles fuera del bosque), son dimensiones espaciales dadas (conocidas como polígonos), de modo que se puede computarizar el daño sufrido por los árboles cuyas posiciones en el espacio

se conocen. SYMFOR simula las condiciones que determinan el estado del bosque más bien que el estado del mismo, de manera que es posible simular numerosos escenarios de ordenación que no figuraban en los datos iniciales utilizados para calibrar el modelo. SYMFOR se ha aplicado a bosques tropicales de Indonesia, Guyana y el Amazonas oriental de Brasil. La versión brasileña de SYMFOR se basa en la medición de todos los árboles con un diámetro de 5 cm o más, ubicados en rodales experimentales del Bosque Jarí y del Bosque Nacional Tapajós (Estado de Pará, Brasil) por un período de 16 años. Como sucede con la mayoría de los modelos de crecimiento tropicales, las especies de árboles se agrupan de acuerdo con su incorporación, crecimiento y mortalidad. En la versión amazónica de SYMFOR se utilizaron diez grupos de especies para describir los procesos naturales que afectan al comportamiento de los árboles. Para cada grupo de especies se calculó el porcentaje de crecimiento utilizando el diámetro del árbol y un índice de competencia. El índice de competencia es un valor numérico que indica la presión de la competencia sobre un árbol determinado. Para calcular este valor en los modelos de crecimiento silvícola se aplican diferentes ecuaciones con información sobre la cantidad y tamaño de los árboles competidores en una vecindad dada alrededor del árbol, o la relación del tamaño de un determinado árbol en comparación con el área de distribución de todos los árboles. La mortalidad y la incorporación se simulan como procesos estocásticos. La probabilidad de incorporación se basa en el porcentaje de crecimiento previsto para un árbol hipotético. Se incluyen opciones para hacer variar la interacción del hombre con el bosque de manera que queden reflejadas las posibles decisiones de ordenación silvícola (Figura 2).

El modelo SYMFOR se aplicó en el Amazonas brasileño para simular las prácticas de ordenación silvícola actuales, basadas en una extracción de madera de 40 m³/ha con un ciclo de corta de 30 años. Los resultados mostraron que el rendimiento podría sostenerse por tres cosechas luego del primer aprovechamiento del bosque primario, pero la composición de la madera se desplazaría progresivamente hacia especies de maderas blandas más bien que hacia las de maderas duras (Phillips et al. 2004a).

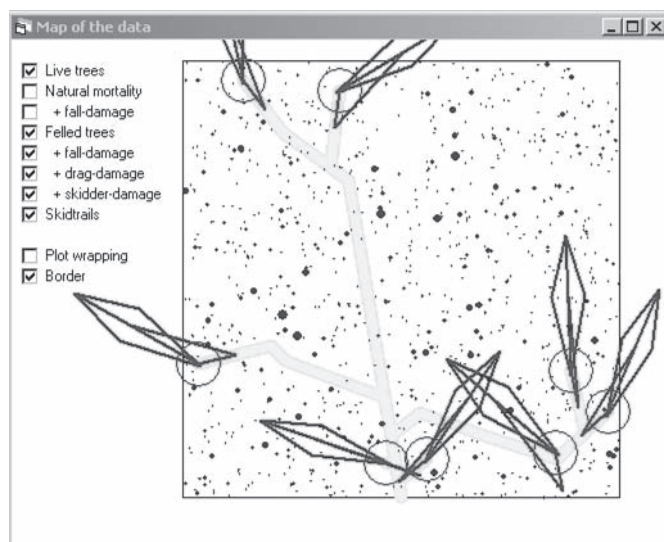


Figura 2. Árboles restantes (puntos pequeños), derribo predicho (rombos), daños por arrastre y deslizamiento (líneas gruesas y círculos abiertos) después de una operación simulada de aprovechamiento silvícola aplicando SYMFOR en el Amazonas brasileño.

2.2 Modelos mecanicistas para simular los efectos de la contaminación del aire y los cambios climáticos mundiales en rodales de bosque

Se han desarrollado numerosos modelos mecanicistas para comprender cómo reaccionan los ecosistemas silvícolas al estrés. Schwalm y Ek (2001) examinaron 12 simuladores mecanicistas de crecimiento de ejemplares arbóreos elaborados para estudiar los cambios climáticos y la contaminación del aire. Opinaron que estos modelos deben incluir una serie específica de características del sitio. Se define a un 'sitio' como la totalidad de factores abióticos y bióticos que afectan el crecimiento de un árbol. Los tipos de modelo examinados iban de modelos a 'nivel rodal, monoespecie, edad pareja' (Landsberg y Waring 1997), a modelos 'nivel árbol, multiespecies, edad desapareja' (Nikolov y Fox 1994).

Los modelos mecanicistas comprenden varios submodelos que simulan los procesos que tienen lugar debajo del suelo, como los ciclos de nutrientes y agua, y encima del suelo como las interacciones con la atmósfera y otros procesos fisiológicos. En estos modelos la temperatura, precipitación y velocidad del viento se integran como variables externas que influyen en la conductancia estomática, la fotosíntesis y la hidrología. La duración de los períodos simulados para las variables puede fluctuar de modelo a modelo. Pese a su importancia en el cambio climático, solo algunos modelos incluyen las concentraciones de dióxido de carbono y su repercusión en la fotosíntesis (Chen et al. 1998). Se entiende menos la repercusión directa de las deposiciones atmosféricas en los árboles que sus efectos indirectos en las condiciones del suelo y en la circulación de los nutrientes silvícolas. Esto significa que los modelos mecanicistas son más exactos para simular los procesos que tienen lugar debajo del suelo. Por ejemplo muchos modelos adaptan los datos atmosféricos a combinaciones de nutrientes con grados variables de exigencia en cuanto a detalles y datos, y los modelos mecanicistas TREEDYN3 (Bossel 1996) y FORSANA (Grote y Erhard 1999) emplean modificadores para reducir la fotosíntesis. Otros modelos tienen solamente en cuenta el NO_x y lo consideran como añadido a la combinación de nutrientes de la planta. Con el modelo ACIDIC (Kareinen et al. 1998) se pueden obtener simulaciones más sofisticadas de la repercusión de los contaminantes. Este modelo incluye un submodelo de la química del suelo que puede establecer en una columna multicapas de suelo la deposición atmosférica y sus efectos sobre los ciclos del nitrógeno, la disolución del dióxido de carbono, la acomplejación del aluminio y otros numerosos procesos químicos del suelo.

Otros aspectos que incluyen los modelos mecanicistas son la temperatura del suelo, estado de humedad, actividad microbiana, disponibilidad de nutrientes, fotosíntesis, geometría de la copa y mecanismos de intercepción de la luz.

En los modelos multiespecies se dan los valores promedio totales específicos relativos a parámetros importantes de las especies, como el porcentaje de crecimiento y de fotosíntesis. Sin embargo, la mayoría de los modelos de ecosistemas silvícolas mecanicistas orientados al proceso no incluyen las variaciones genéticas dentro de las especies. Una excepción es la integración de la variación fenológica para diferentes proveniencias de árboles hecha por Berninger (1997). Una rama de la genética silvícola se especializa en los llamados "ensayos de proveniencia". Estos son experimentos de campo o bajo condiciones controladas (p. ej. en invernaderos) que estudian las bases genéticas de la variación fenotípica (por ejemplo, el crecimiento, los parámetros ecofisiológicos, la fenología, la resistencia a las plagas) de árboles de diversos orígenes geográficos (ver la Sección 3.3).

2.3 Contribución de los sistemas de información geográfica (GIS, sigla en inglés) y de las aplicaciones de detección a distancia a la elaboración de modelos de ecosistemas silvícolas

Muchos de los modelos mencionados hasta ahora incluyen componentes espaciales, es decir reconocen que las especies silvícolas y sus hábitats ni son homogéneos ni están distribuidos de forma pareja en el medio natural. La distribución espacial y la disposición

de los árboles tienen papeles importantes en los procesos de los ecosistemas, y la distribución y densidad de las especies arbóreas en los bosques varía a menudo según el tipo de suelo, régimen hídrico, disponibilidad de luz y clima. La variación espacial de los aspectos relacionados con los bosques tiene lugar en diversas escalas desde el nivel micro al macro, y esta variabilidad puede influir de manera fundamental para determinar la naturaleza y magnitud de ciertos procesos de los sistemas ecológicos. A continuación se presenta una breve reseña de algunas aplicaciones de GIS y de detección a distancia a la elaboración de modelos de ecosistemas silvícolas.

Los datos obtenidos a distancia, como imágenes satelitales o fotos aéreas de los bosques, o los conjuntos de datos GIS de variables ambientales asociadas como clima, topografía o suelo, pueden dotar a los modelos de abundante información sobre la disposición espacial de importantes aspectos de los bosques. Asimismo cumplen un papel sustancial en la elaboración y calibrado de los modelos. Además, la información de este tipo y en especial la que deriva de las imágenes detectadas a distancia puede servir para corroborar los resultados del modelo. Los datos detectados a distancia pueden también reducir el costo de prolongadas mediciones sobre el terreno, proveyendo al mismo tiempo conjuntos exhaustivos de datos que cubren zonas muy amplias.

Puesto que los aspectos espaciales del bosque son tan omnipresentes e importantes en su estructura y funcionamiento, las tecnologías de GIS y de detección a distancia tienen actualmente un importante papel en la elaboración de modelos de ecosistemas silvícolas, sea en los programas utilizados para modelar los procesos espaciales como en el suministro de datos asociados con el espacio. Las existencias comerciales de GIS y los paquetes de detección a distancia como ESRI, ArcGIS o ERDAS's Imagine no fueron elaborados específicamente para la modelación espacio-temporal, y apuntan más bien a la manipulación de datos genéricos y al análisis espacial. Otros paquetes de programas como ArcInfo (también de ESRI) o el lenguaje de modelación ambiental PCRaster (de la Universidad de Utrecht, Países Bajos), dan mejores resultados y son más flexibles para la modelación espacio-temporal de los bosques al combinar análisis avanzados de pautas espaciales con procesos temporales.

Un bosque de canopia sencilla es el tipo más simple que se puede seguir mediante la detección a distancia. Los satélites Landsat se han utilizado en particular para el seguimiento de los cambios en la canopia silvícola (Skole y Tucker 1993; Helmer et al. 2000; Pax-Lenney et al. 2001). Por ejemplo, cuando se corta un bosque se notan los cambios en las bandas de reflectancia de Landsat porque el suelo desnudo refleja bastante más luz. El sensor del Radiómetro Avanzado de Muy Alta Definición (AVHRR, sigla en inglés) montado en un satélite ha proporcionado abundantes datos sobre el uso de tierras en todo el mundo a escala de 1 km de resolución. A menudo este sensor es capaz de distinguir entre tipos de bosques que van de perennes a caducos y de latifolios a coníferas, así como la densidad de la canopia (Belward 1996; Evaluación de los Recursos Silvícolas 2000). El sensor SPOT montado en un satélite también proporcionó datos sobre el uso de tierras a escala de 1 km (Cubierta Silvícola Mundial 2000; <http://www.gvm.jrc.it/glc2000>). Foody y Hill (1996) introdujeron un método para clasificar 12 tipos de bosque tropical empleando los datos Landsat.

Los estudios que requieren escalas más exactas dentro del mismo rodal de bosque o canopia, pueden también emplear la detección a distancia para obtener datos sobre los aspectos estructurales y ecológicos de los bosques. Woodcock et al. (2001) elaboraron métodos para seguir los cambios en los bosques a lo largo del tiempo empleando imágenes Landsat. Pudieron identificar operaciones de aprovechamiento silvícola y los daños de defoliación causados por insectos en un bosque templado. Del mismo modo Michalek et al. (2000) utilizaron imágenes Landsat para identificar la gravedad de los incendios y la densidad de los rodales en un bosque de abetos en Alaska. Numerosos estudios pudieron identificar ciclos fenológicos mediante datos detectados a distancia (Everitt y Judd 1989), a menudo empleando distintas pautas fenológicas a lo largo del tiempo para distinguir entre las especies arbóreas (Thomasson et al. 1994; Wolter et al. 1995; Key et al. 2001). En los ambientes templados la comunidad interesada en los bosques también ha utilizado inspecciones aéreas para seguir la posición de los árboles y para administrar las

plantaciones. Pouliot et al. (2002) fueron pioneros en adoptar un método para detectar la copa de cada árbol utilizando imágenes aéreas de alta resolución de bosques de coníferas, con lo cual hicieron posible calcular parámetros estructurales de cada árbol en escalas más amplias y seguir su crecimiento a lo largo del tiempo. Wasseige y Defourny (2002) emplean múltiples imágenes SPOT de bosques tropicales para establecer parámetros estructurales tales como la no uniformidad de la cubierta silvícola o la presencia de claros, utilizando análisis de reflectancia bidireccional. También se han seguido mediante imágenes satelitales el estadio sucesional y/o la sucesión a lo largo del tiempo tanto en los bosques tropicales (Helmer et al. 2000) como en los templados (Fiorella y Ripple 1993). Con el advenimiento de imágenes espaciales y espectrales de resolución más elevada, dentro de un tiempo se podrán cuantificar detalladamente los parámetros estructurales de los árboles (Asner et al. 2002).

En esta reseña hemos presentado numerosos ejemplos de tecnología de detección a distancia, y cómo se los ha aplicado para el seguimiento de ecosistemas silvícolas y la elaboración de modelos de los mismos. Como hemos visto entre otras numerosas aplicaciones las imágenes satelitales se han utilizado para seguir la canopia silvícola y la estructura y procesos de sucesión de los bosques. El principal beneficio de integrar los datos detectados a distancia en los modelos silvícolas es que se pueden generar grandes conjuntos de datos relativos a vastas zonas utilizando métodos no destructivos y comparativamente veloces.

3. Aplicación de modelos a nivel de genes: recursos genéticos silvícolas

En el breve resumen que sigue mostraremos que la estructura de las poblaciones arbóreas resulta de sistemas genéticos complejos que comprenden procesos y mecanismos de organización, manifestación, reproducción, combinación y distribución temporal y espacial de la información genética (Darlington 1939) tanto del pasado como del presente. En todos los modelos empleados para la genética de la población se pueden hallar diferentes aspectos de estos sistemas genéticos.

En comparación con otros organismos, los árboles tienen un nivel de variación genética relativamente elevado (Ledig 1986; Hamrick y Godt 1990; Nybom 2004). Por lo general se dan dos explicaciones respecto de ello. La primera, que lo necesitan para garantizar una alta adaptabilidad a diversos ambientes. Esto es particularmente importante para los árboles sésiles con una vida muy larga. La segunda porque a causa de dicha vida prolongada, la gran cantidad de individuos y la superposición de generaciones de poblaciones, los árboles acumulan mutaciones que mantienen la variación genética. Debido a su importancia para la adaptación y adaptabilidad, la diversidad genética de las poblaciones arbóreas tiene una significativa función en la estabilidad del ecosistema (Gregorius 1991). Por ende en los programas para conservar los recursos genéticos silvícolas es importante contar con información sobre la estructura y el dinamismo de la variación genética en las poblaciones arbóreas.

Diversos procesos genéticos afectan la estructura genética y el dinamismo de la población arbórea. Las mutaciones generan variantes de un mismo gen (alelos) y son la única fuente de la nueva variación genética, si bien la frecuencia de mutaciones es a menudo baja. Se han informado índices de 10^{-6} mutaciones de gen por locus por generación de plantas. De allí queda claro que la variación genética que resulta de las mutaciones solo puede producirse en períodos muy prolongados (Gill et al. 1995).

Los genotipos están formados por la combinación de alelos, y con arreglo a los sistemas de cruzamiento, estos alelos se pueden disponer de manera diferenciada en genotipos durante la reproducción. Esto incluye todos los procesos que combinan los haplotipos en los cigotos (p.ej. tipos sexuales, sistemas de auto incompatibilidad, fenología de la floración y distribución espacial del polen). La dispersión de semillas dentro y entre las poblaciones (= migración de las semillas), la viabilidad de la selección y los cambios genéticos aleatorios debidos a reducciones del tamaño de la población (deriva genética), determinan la composición genética y la estructura genética espacial

en los estadios ontogénicos resultantes que van desde las semillas hasta los árboles reproductivos. Los ambientes bióticos y no-bióticos influyen mucho en estos procesos al igual que las actividades humanas, como por ejemplo cuando se introducen semillas. El aprovechamiento y ordenación del bosque pueden también cambiar la estructura genética de las poblaciones de árboles (Hosius 1993; Aldrich y Hamrick 1998; Rajora 1999; Takahashi et al. 2000). Las consecuencias de la actividad humana como la contaminación del aire (Scholz et al. 1989), pueden influir indirectamente en los procesos genéticos de las poblaciones al afectar las condiciones ambientales a las que el bosque debe adaptarse. Puesto que se sabe que los principales cambios en las pautas genéticas tuvieron lugar en las poblaciones arbóreas templadas y tropicales como consecuencia de la extinción y recolonización durante y después de los períodos glaciales (Petit et al. 1997; Caron et al. 2000), se pueden esperar efectos similares producidos por los actuales cambios climáticos (Giannini y Magnani 1994; Kremer 2000).

3.1 Simulaciones de corto plazo o en pequeña escala

Los métodos de análisis de sistemas que se valen de modelos de simulación ayudan a analizar el dinamismo temporal y espacial de sistemas complejos (Berg y Kuhlmann 1993). En genética silvícola se han aplicado modelos de simulación para estimar o predecir los parámetros de los procesos genéticos de determinadas poblaciones. Por ejemplo, el modelo de cruzamiento mixto diseñado por Ritland y Jain (1981) fue aplicado para estimar la proporción de autopolinización, cruzamiento lejano y endogamia biparental en numerosas especies (Friedman y Adams 1985; Murawski y Hamrick 1991; Bacilieri et al. 1996; Burczyk et al. 1996; Rossi et al. 1996; Doligez y Joly 1997; Collevatti et al. 2001). Hardy y Vekemans (1999) desarrollaron un modelo que evalúa los parámetros de flujo de los genes a partir de las estructuras genéticas de poblaciones arbóreas en el espacio. El “método de dos generaciones” compara la composición genética de las semillas de diferentes árboles. Luego se utiliza la información de los genotipos de los árboles madre a fin de separar los haplotipos de semillas provenientes del árbol madre de aquellos que provienen de los suministradores de polen (árboles padre). Un fuerte flujo genético del polen da una composición genética uniforme en las nubes de polen eficaces, mientras que un flujo genético limitado se relaciona con una mayor diferenciación de las nubes de polen eficaces de la progenie de cada árbol. La diferenciación genética observada se ajusta a los valores teóricos esperados para poder estimar una función de dispersión del polen. Recientemente se desarrollaron modelos de “método de dos generaciones” a partir de datos de diferenciación genética entre nubes de polen de progenies arbóreas distintas a fin de estimar la dispersión del polen y las densidades eficaces de árboles reproductivos (Austerlitz y Smouse 2001; Smouse et al. 2001; Austerlitz y Smouse 2002; Dick et al. 2003; Degen et al. 2004).

Se ha puesto mucho empeño en desarrollar y aplicar modelos de simulación al dinamismo de los patrones genéticos espaciales entre y dentro de las poblaciones arbóreas. Doligez et al. (1998) analizaron los factores que influyen en la estructura genética espacial y el nivel de endogamia de una población arbórea, empleando un “modelo de aislamiento-por-distancia” (en el “aislamiento-por-distancia” el flujo de genes se produce entre vecindarios locales en una población distribuida con continuidad). En esta simulación se incluyeron la densidad arbórea, distancias de dispersión de polen y semillas, superposición de generaciones y selección en un locus de herencia biparental con dos alelos. Se determinó que el agrupamiento de los árboles en el espacio y el índice de cruzamiento lejano tiene un efecto importante en la estructura genética en el espacio y en el nivel individual de endogamia de los árboles. A nivel de las poblaciones, el grado de endogamia fue en su mayor parte predicho por el grado de asolapado entre generaciones.

Muy pocos modelos demográficos pudieron estimar de una manera más sofisticada la repercusión de la actividad humana sobre las poblaciones arbóreas (Alvarez-Buylla et al. 1996). No obstante, Gömöry (1995) desarrolló un conjunto de modelos elaborados para hacer mejores simulaciones de los sistemas de cruzamiento y de flujo de genes de las generaciones arbóreas. Si bien estos modelos responden adecuadamente a diferentes niveles de diversidad de alelos y estructura espacial y sirven para simular diferentes modos

de dispersión de polen y semillas, no se incluyeron importantes procesos genéticos y demográficos ni características como el asolapado de generaciones, la fenología de floración y el crecimiento de los árboles.

3.2 Simulaciones de largo plazo y gran escala

Metapop

Con el modelo de simulación Metapop se efectuaron sofisticadas simulaciones en gran escala del dinamismo de población de los árboles; el modelo fue diseñado para estudiar la evolución genética de una población subdividida de una especie diploidea en condiciones de selección natural. Este modelo combina la genética poblacional, la genética cuantitativa y el dinamismo poblacional. Aplicando Metapop, Le Corre et al. (1997) trataron de reconstruir la recolonización posglacial de robles en Europa a partir de diversos refugios en una región de 100 x 300 km, utilizando simulaciones de un “modelo escalonado de dos dimensiones” (2D), en el cual cada población recibe migrantes de las poblaciones vecinas. Las simulaciones afectaron a un conjunto de poblaciones conectadas por migraciones de semillas por largos periodos (muchas generaciones). Los autores simularon la distribución y pauta espacial de haplotipos cloroplásticos heredados por vía materna, y los compararon con datos experimentales. Hallaron que una distribución de bellotas restringida en el espacio, combinada con pocos episodios de dispersión de semillas a gran distancia (varias decenas de km) explicaban mejor la velocidad de la recolonización observada y la diferenciación genética entre las poblaciones.

En otra aplicación de Metapop, Le Corre y Kremer (2003) estudiaron la variabilidad genética de una población arbórea subdividida con arreglo a una selección estabilizadora y diversificadora empleando tres indicadores: marcadores neutrales, loci de rasgos cuantitativos (QTL, sigla en inglés), y el rasgo en sí mismo. El objetivo de esta simulación fue explicar las diferencias de los rasgos cuantitativos y genéticos entre poblaciones arbóreas experimentales (Jaramillo-Correa et al. 2001). Los loci de rasgos cuantitativos son regiones de un gen o genes vinculados con un rasgo en particular. Se los ha estudiado en los árboles para conocer rasgos como el crecimiento, características físicas y químicas de la madera, cuajado de yemas y otros caracteres morfológicos y fenológicos. Se usó un modelo cuantitativo con efectos añadidos para vincular genotipos con fenotipos. Empleando un método analítico, los autores compararon la diversidad fenotípica en un demo (H_s) —una población intermeorada localmente— con la variancia genética en un demo (V_w) evaluada mediante la diferenciación de un marcador neutral (F_{ST}) y la diferenciación cuantitativa (Q_{ST}) para el rasgo. Se demostró que la diferencia entre los resultados F_{ST} y Q_{ST} depende de las cantidades respectivas de covariancia entre los QTL dentro y entre los demos. Se emplearon simulaciones para estudiar el efecto de la intensidad de selección, variancia de óptima entre demos y el índice de migración tanto para especies alógamas como para especies predominantemente autopolinizadas. Al contrastar la variabilidad genética con marcadores neutrales, QTL y el rasgo, se observó que eran funciones del nivel de flujo de genes en condiciones de selección diversificadora. Las mayores discrepancias entre los tres indicadores tuvieron lugar en condiciones de selección altamente diversificadora y elevado flujo de genes. Por ende, el estudio revela que la condición de selección diversificadora puede provocar una sustancial heterogeneidad entre los QTL, puesto que solo algunos de ellos muestran diferenciación de alelos, mientras que la mayoría se comporta como marcadores neutros.

Repercusión de la colonización en la diversidad y diferenciación genética

Austerlitz et al. (2000) desarrollaron un modelo para estudiar la repercusión del ciclo de vida de los árboles silvícolas, en particular la duración de su fase juvenil, sobre la diversidad y diferenciación genética durante el último periodo glacial en Europa y el siguiente periodo de colonización. Su modelo bidimensional escalonado incluía la estructura demográfica (modelo matriz), mutaciones, dispersión de polen y semillas y la fertilidad dependiente

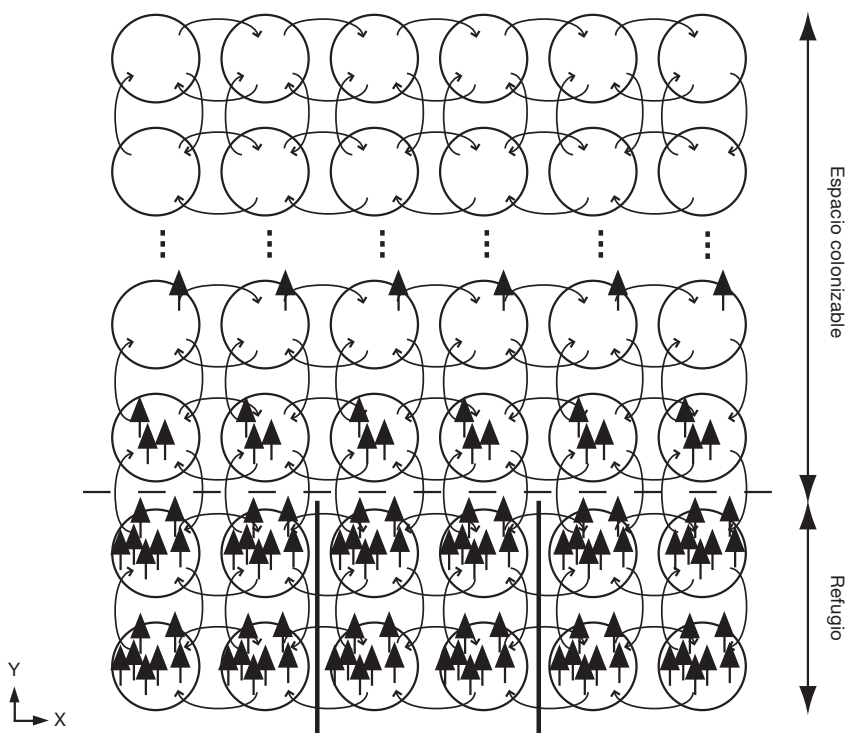


Figura 3. Esquema del modelo escalonado de dos dimensiones utilizado para simular la repercusión de la recolonización posglacial sobre la diversidad genética y la diferenciación genética entre las poblaciones arbóreas. Fuente: Austerlitz et al. 2000.

de la densidad (Figura 3). El motivo del estudio de simulación fue que se observó que las especies arbóreas tienen gran diversidad dentro de la población, y poca diferenciación de los genes nucleares entre las poblaciones. Esto contrasta con las plantas anuales que muestran mucha más diferenciación de los genes nucleares pero mucha menos diversidad general (Nyblom 2004). La explicación habitual para esta diferencia es que la circulación de polen y por ende el flujo de genes es mucho mayor para los árboles (Liepelt et al. 2002; White et al. 2002). Sin embargo esta explicación es problemática porque los árboles han vuelto a colonizar muy recientemente las zonas templadas y tuvieron muchos episodios de fundación que habitualmente reducen la diversidad dentro de la población y aumentan la diferenciación entre las poblaciones (Scotti et al. 2000; Kremer et al. 2002). Solo niveles extremadamente elevados de flujo de genes pudieron contrabalancear los efectos de estas fundaciones sucesivas. Austerlitz et al. (2000) mostraron con su modelo que se necesitaban tanto un nivel razonablemente elevado de circulación de polen como cierta distribución demográfica de árboles para explicar la escasa diferenciación genética de la mayoría de las poblaciones arbóreas europeas. Con ayuda de simulaciones, la retardada reproducción de los árboles durante la recolonización explicó el efecto debilitador de las fundaciones. Cuando los primeros árboles de la frontera de colonización alcanzan la edad reproductiva, una parte no deleznable del espacio está ya ocupado por juveniles provenientes de semillas que llegaron antes y fueron almacenados en el banco de semillas del suelo. También mostraron que el flujo de genes y el ciclo de vida repercuten en los genes citoplasmáticos heredados por vía materna. Tanto en los árboles como en las especies anuales estos se caracterizan por tener mucha menos diversidad y mucha más diferenciación que los genes nucleares.

3.3 Variación genética y cambio mundial

Otra categoría de modelos de simulación aplicada en los estudios de genética silvícola trata de estimar la adaptabilidad genética de las poblaciones arbóreas al cambio mundial del clima. En la mayoría de los casos las predicciones se basan en datos genéticos cuantitativos de ensayos de proveniencia, experimentos de viveros comunes o datos de viveros fenológicos internacionales que emplean clones (Beuker 1994; Kramer 1994; Matyas 1994; Liesebach et al. 1999; Chuine et al. 2000). En los experimentos de vivero común, plantas de diferente origen (materiales genéticamente diferentes) se cultivan bajo las mismas condiciones ambientales controladas. Estos experimentos ayudan a los dasónomos a comprender las bases genéticas de la variación en los rasgos estudiados (por ejemplo el índice de crecimiento anual, la fotosíntesis, la resistencia a las heladas y la resistencia a los insectos). Estimulados por una recomendación de la OMM (Organización Meteorológica Mundial), muchos países europeos establecieron en 1957 a través de sus Servicios Nacionales Hidrometeorológicos (NMHS, sigla en inglés) una red de Viveros Fenológicos Internacionales. La idea fundamental para establecer esta red fue observar el comportamiento de plantas clonadas en diferentes condiciones climáticas en toda Europa (desde Finlandia hasta Grecia y desde Irlanda hasta Rusia).

En el modelo SICA (Modelo de Canopia Sencilla, sigla en inglés) basado en el proceso, Berninger (1997) incluyó la variación determinada genéticamente en *Pinus sylvestris*. El modelo se aplicó a un transecto geográfico de seis estaciones meteorológicas de Europa. Simulaba la fotosíntesis y transpiración a nivel de la superficie de la hoja, e incluía respiración y balance hídrico del suelo como función de las propiedades de la canopia y del medio ambiente. El modelo tenía en cuenta posibles adaptaciones genéticas de la fenología de la fotosíntesis al clima local y a la disminución del intercambio de gases debida a la sequía. Las simulaciones que añaden la adaptación genética de la fenología al clima local difieren hasta en un 20% en cuanto a fotosíntesis, duración de la estación de crecimiento y productividad primaria bruta (GPP, sigla en inglés), respecto de las simulaciones que no la tienen en cuenta.

Con el objeto de analizar los cambios potenciales provocados por el calentamiento global sobre la diversidad arbórea inter e intraespecífica, Takenaka (2001) desarrolló un modelo de bosque de base individual caracterizado por la estructura espacial y el flujo de genes. El bosque se representó como un reticulado (o malla) bidimensional de 'celdas' (1000 x 100), en cada una de las cuales había un árbol como máximo. Se ubicó un gradiente de régimen de temperatura en el lado largo del reticulado. Se consideraron tres grupos de especies arbóreas, cada uno con cinco especies. Los tres grupos diferían en sus regímenes de temperatura adecuada, y puesto que las condiciones de temperatura afectan la fecundidad de los árboles, también diferían en la cantidad de semillas y polen producidos. Mientras mayor era la diferencia entre la temperatura óptima supuesta para el árbol y la temperatura de la celda que ocupaba, menor era la fecundidad. Cada árbol tiene un par de alelos (genes) que determinan la temperatura óptima del mismo. El nuevo árbol hereda estos alelos de los árboles padres que mueren estocásticamente. La celda vacante es entonces ocupada por un nuevo árbol brotado de una semilla elegida aleatoriamente entre las dispersadas por los árboles maduros vecinos (≥ 25 años de edad). Las densidades de semillas y polen dispersados por un árbol maduro seguían una función exponencial. Utilizando este modelo, Takenaka investigó las posibles consecuencias del cambio de clima sobre los tres grupos de árboles, y advirtió que la nueva distribución de los árboles tras el cambio de clima era afectado por la similitud con el del hábitat ideal. El modelo mostró que mientras más similares era la serie de hábitats de los árboles, menos probable era que cambiara la pauta de distribución de éstos. Usando el modelo, Takenaka también halló que la diversidad de especies se reducía por el efecto de fundación, cuando las especies dominantes cercanas a la línea de frontera entran a dominar también la nueva zona.

Liesebach (2002) empleó el modelo SILVA de crecimiento silvícola descrito más arriba para estudiar los posibles efectos del aumento de la temperatura media anual y la disminución de la precipitación sobre la estructura genética de los árboles. Se emplearon inventarios de seis loci de genes de isoenzimas en ensayos de proveniencia

de pino de Noruega (*Picea abies* [L.] Karst.) para estimar la variación y diferenciación genética de poblaciones de pinos. Los datos fueron tomados de un ensayo de pinos de Noruega de 25 años de edad ubicado en Alemania. Con estos datos se generó un rodal virtual de pino de Noruega para simular su crecimiento durante un período de 75 años en siete condiciones ambientales distintas, a cada una de las cuales se atribuyeron dos escenarios de mortalidad: uno en el que las pérdidas se debían a muerte natural a través de la competición, y el otro caracterizado por la mortalidad natural combinada con el aclareo por lo alto (los árboles se aclaran desde la porción media y superior de la serie de clases de copa y diámetro).

Se determinaron las frecuencias de alelos y genotipos de los árboles en 100 años. Sobre la base de los datos de las isoenzimas, para cada condición ambiental simulada se determinaron varios parámetros como la diversidad genética y la heterocigosidad, empleando proyecciones de los datos de las isoenzimas. No se encontraron diferencias sustanciales en los parámetros genéticos. En cambio la mayor diferenciación se halló entre los parámetros de crecimiento de los árboles, que parecía tener poca relación con los marcadores de las isoenzimas. Se concluyó que los cambios de la estructura genética a lo largo del tiempo eran más probablemente causados por la deriva genética asociada con la disminución del tamaño de la población que por el calentamiento mundial.

3.4 Estimación de la repercusión de la fragmentación y el aprovechamiento silvícolas sobre la diversidad genética

Son raros los estudios que simulan la repercusión del aprovechamiento y otras prácticas silvícolas y la fragmentación silvícola sobre la diversidad genética de las poblaciones arbóreas, y los que existen por lo general representan de manera excesivamente simplificada los procesos biológicos. Glaubitz et al. (2003) utilizaron la simulación Monte Carlo en Australia para investigar si las diferencias entre dos rodales de eucaliptos con historias silvícolas diversas podían explicarse por la deriva genética. En otros estudios de conservación genética se estimaron poblaciones mínimas viables combinando modelos de genética de la población con los índices estimados en los que surgen las mutaciones (Alvarez-Buylla et al. 1996). En estos modelos se supone que dos factores amenazan la supervivencia de la población arbórea: (i) pérdida del potencial de variación genética adaptativa debida a la deriva genética, y (ii) mayor caída por endogamia debida a la autofecundación y al cruzamiento entre parientes. Dos desventajas de estos modelos son que incluyen considerables generalizaciones a menudo no vinculadas con los datos experimentales, y que no tienen en cuenta específicamente las operaciones de ordenación de los bosques.

ECO-GENE

El modelo de simulación ECO-GENE fue desarrollado por Degen et al. (1996) en el Federal Research Centre for Forestry and Forest Products (BFH) de Alemania a fin de estudiar el dinamismo temporal y espacial de las estructuras genéticas de poblaciones arbóreas de ecosistemas silvícolas templados. Es un modelo dependiente de la distancia de cada árbol que combina elementos de genética, dinamismo y crecimiento, con modelos de ordenación de las poblaciones silvícolas. Se pueden crear generaciones solapadas o separadas y simular diferentes procesos como flujo de genes, sistemas de cruzamiento, fenología de floración, selección, deriva aleatoria y competencia (Figura 4, página 92). El modelo ECO-GENE se utilizó para estudiar las repercusiones de diversas prácticas silvícolas y de la contaminación del aire sobre la estructura genética de poblaciones arbóreas de los bosques templados de Europa (Alemania, Francia y Austria) y Asia (Japón) (Degen y Scholz 1996; Degen et al. 1997; Geburek y Mengel 1998; Degen et al. 1999a; Takahashi et al. 2000; Degen et al. 2002). Desde 1998 se viene trabajando para adaptar ECO-GENE y aplicarlo a las especies arbóreas tropicales, y recientemente se añadieron módulos de dispersión de polen y semillas transportados por animales y de la fenología

de floración (Degen y Roubik 2004). La integración reciente del modelo de simulación silvícola SYMFOR con ECO-GENE ofrece la posibilidad de modelar mejor los procesos de crecimiento y repercusión de la ordenación en los bosques tropicales de América del Sur (Phillips et al. 2004b).

El modelo ECO-GENE y el nuevo modelo ECO-GENE+SYMFOR están siendo actualmente utilizados para estimar los efectos de las operaciones silvícolas sobre la diversidad genética de poblaciones arbóreas en numerosos proyectos de bosques tropicales y templados. Entre estos el proyecto 'Dendrogene' de Brasil (<http://www.cpatu.embrapa.br/dendro/index.htm>), el proyecto EU INCO 'Geneotropico' en numerosos países de América del Sur (<http://www.nbu.ac.uk/geneo>) y el proyecto 'Oakflow' (<http://www.pierroton.inra.fr/Oakflow>) de la Unión Europea.

Para ser inicializado el modelo ECO-GENE requiere información sobre la posición espacial, el diámetro y el genotipo de todos los árboles comprendidos en un rodal o población. Para recoger estos datos se establecieron numerosas parcelas en bosques tropicales y templados. En Alemania septentrional se inventariaron la posición y diámetro y se analizaron los genotipos empleando aloenzimas y microsatélites nucleares en dos rodales mixtos de robles y hayas (Figura 5, pág. 93) (Scholz y Degen 1999). En una parcela de 500 ha en el Bosque Nacional de Tapajós en el Brasil, establecida en el marco del proyecto Dendrogene, se recopilaban datos para la inicialización y la parametrización de las simulaciones con ECO-GENE (Kanashiro et al. 2002). Dendrogene está colaborando con el proyecto de 'Ordenación Silvícola Sostenible para la Producción de Madera' del Instituto Brasileño de Medio Ambiente y Recursos Naturales Renovables (IBAMA) y la Organización Internacional de Maderas Tropicales (OIMT). En Tapajós se llevaron a cabo estudios genéticos, ecológicos y de biología reproductiva sobre siete especies madereras, antes y después del aprovechamiento silvícola.

Para la parametrización de los diferentes procesos (Figura 4, pág. 92) ECO-GENE necesita información sobre la dispersión de polen y semillas, fenología de la especie, variación de la fertilidad, crecimiento, mortalidad, selección y autoincompatibilidad. Esta información se elabora a partir de datos recogidos en parcelas estudiadas intensamente (PEI) o se la encuentra en la bibliografía especializada. Para inicializar las simulaciones los datos incompletos pueden completarse con un generador de datos. El generador de datos utiliza información agregada, como frecuencia de alelos y densidades arbóreas por clases de diámetros, y crea poblaciones arbóreas artificiales utilizadas para comenzar las simulaciones. Para convalidar los resultados de la simulación de la PEI se compararon las frecuencias de alelos simuladas y las reales de cada progenie arbórea.

Ejemplo de aplicación de ECO-GENE

En muchos países europeos se regeneran artificialmente grandes segmentos de rodales de bosques. A los fines de la regeneración, las semillas suelen cosecharse en rodales certificados. La composición genética de las semillas cosechadas está determinada por diferentes factores, por ejemplo el número y distribución espacial de los árboles semilleros aprovechados, variación en la fenología de floración y fertilidad de todos los árboles de reproducción, dispersión del polen, sistema de cruzamiento y la estructura espacial y demográfica del rodal. Desde un punto de vista genético, una buena cosecha de semilla es aquella cuya composición genética es idéntica o al menos muy similar a la de la población adulta original, o cuando la variación genética de las semillas cosechadas es igual o mayor que la de los adultos.

Para asegurar el control de calidad de la regeneración de dichos bosques se efectuó un análisis de sensibilidad con ECO-GENE en el Institute for Forest Genetics and Forest Tree Breeding de Grosshansdorf, Alemania. Los objetivos del análisis fueron: (i) determinar la importancia relativa de los factores antes mencionados sobre la composición genética de las semillas cosechadas, (ii) estimar el riesgo de erosión genética debido al procedimiento de cosecha y (iii) identificar los umbrales de diferencias genéticas tolerables entre la población adulta y las semillas cosechadas. La simulación se inicializó con un conjunto de datos de robles de la parcela de Behlendorf (Figura 5

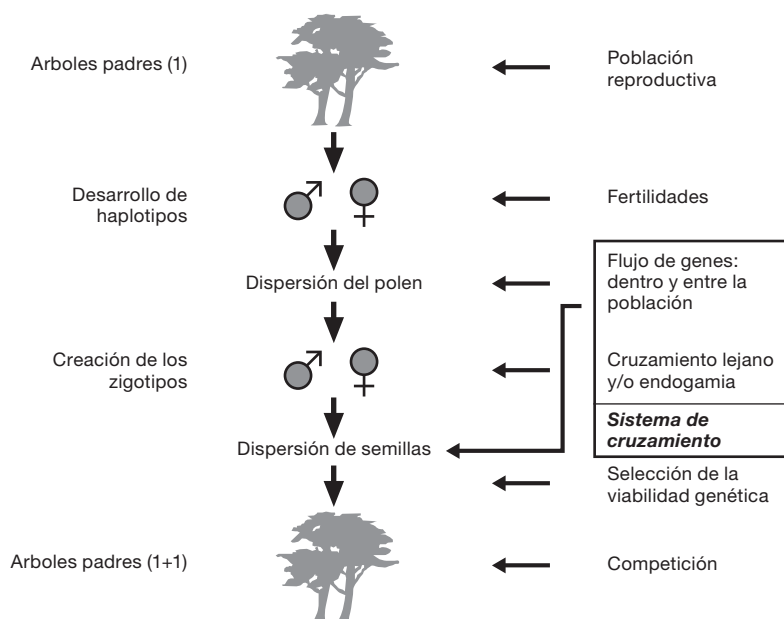


Figura 4. Diferentes procesos y factores integrados en el modelo de simulación ECO-GENE. Fuente: Degen et al. 1996.

pág. 93). La información recogida de 229 árboles *Quercus robur* comprendía los dap de ≥ 20 cm así como la posición espacial y los genotipos utilizando siete loci de aloenzimas y tres microsatélites. Se efectuaron mil simulaciones con diferentes configuraciones de parámetros seleccionados de manera aleatoria de entre una serie dada, por ejemplo el número de semillas arbóreas cosechadas (10-40), el coeficiente de variación de la fertilidad ($50 < CV\% < 300$), la desviación estándar de fecha de comienzo de la floración (2-7 días) y el exponente de dispersión del polen (0,001-0,05). En cada simulación se obtuvo una muestra de 1000 semillas para los árboles semilleros seleccionados, y se determinó que la variable de respuesta entre todos los árboles adultos y las semillas muestreadas era la distancia genética (Gregorius 1978). Por último se verificó la sensibilidad del parámetro de respuesta a la variación de los parámetros ingresados mediante un análisis regresivo gradual múltiple utilizando valores transformados según la posición (Nathan et al. 2001). Los resultados figuran en el Cuadro 1

Las simulaciones mostraron que la distancia genética entre los adultos y las semillas simuladas variaron de 0,048 a 0,243. Empleando los mismos marcadores de genes, la distancia entre el rodal de *Quercus robur* de Behlendorf y otro rodal en la misma región era de 0,077 (Degen et al. 1999b). Este valor y el intervalo de confiabilidad de las simulaciones ($95\% \leq 0,147$) pueden adoptarse para estimar las distancias genéticas tolerables entre el rodal original y las semillas cosechadas para estos mismos marcadores de genes. En los análisis de sensibilidad, el parámetro más importante aportado fue la cantidad de árboles de semilla ($R^2 = 0,32$), y se estableció que se correlacionaba de manera negativa con la distancia genética. Esto significa que a medida que el número de árboles semilleros aumenta, la diferencia genética entre la población adulta y las semillas será progresivamente más baja (Figura 6). El segundo parámetro en importancia fue la variación de fertilidad, y mejoró la variación explicada del modelo hasta $R^2 = 0,43$; al aumentar la variación de la fertilidad se daba mayor distancia genética entre las semillas y los adultos. Los parámetros de dispersión del polen y fenología de la floración probados tuvieron apenas una influencia menor en la distancia genética entre adultos y semillas.

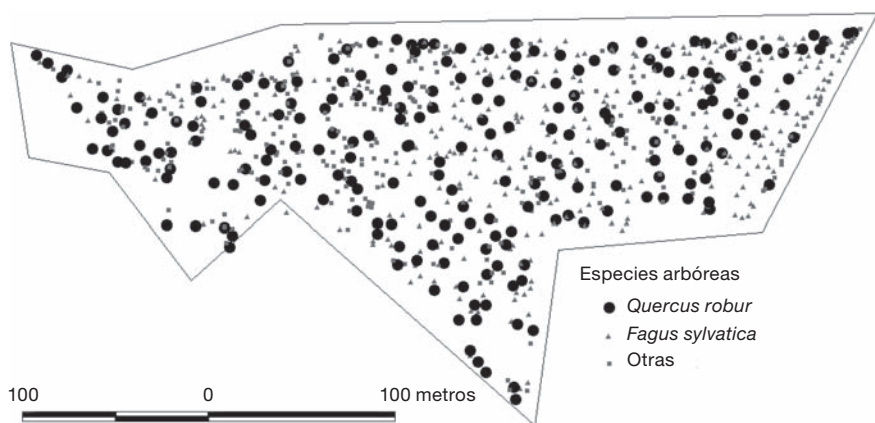


Figura 5. Una PEI (parcela estudiada intensamente) de 5,5 ha establecida en Behlendorf (Alemania septentrional) para aplicar simulaciones ECO-GENE a poblaciones de robles (*Quercus robur*) y hayas (*Fagus sylvatica*). Se midieron todos los árboles con un diámetro a la altura del pecho (dap) de 20 cm. Se inventariaron sus dap, posiciones y genotipos empleando aloenzimas y microsatélites.

Estos parámetros mejoraron la variación explicada en apenas el 2% ($R^2 = 0,49$).

Los resultados de las simulaciones tienen diversas implicaciones prácticas. Pueden emplearse para determinar los umbrales críticos para la cosecha de semillas identificando un número mínimo de árboles semilleros, evaluando la repercusión de la variación en las pautas de floración, o poniendo a disposición valores de referencia sobre distancias genéticas entre adultos y semillas cosechadas. Las simulaciones también permiten realizar análisis de sensibilidad que ayudan a orientar la investigación hacia procesos y parámetros importantes.

4. Lagunas en la investigación y temas de desarrollo

Un problema significativo de los programas tendientes a integrar la variación genética y su dinamismo en los modelos de ecosistemas silvícolas es el escaso vínculo entre la variación genética detectada por los marcadores de genes y la variación genética

Cuadro 1. Resultados de un análisis de sensibilidad ECO-GENE. Regresión gradual múltiple de la distancia genética comparada con los principales parámetros aportados por el escenario de cosecha de semillas, empleando la serie de datos de los robles de Behlendorf.

Distancia genética (adultos – semillas) 0,048 < 0,100 < 0,243 (95% ≤ 0,147)				
Paso	Parámetro	R^2	β	$P > t$
1	Número de árboles semilleros	0,321	-0,564	0,000
2	Variación de fertilidades	0,432	0,326	0,000
3	Dispersión del polen	0,479	0,224	0,000
4	Fenología de floración	0,498	0,140	0,000

R^2 = fracción acumulativa de la variancia tenida en cuenta en el modelo, ajustada por el número de variables independientes – la “importancia” del parámetro; β = coeficiente de regresión estandarizado – la correlación entre la variable y el parámetro; P = probabilidad; t = estadísticas- t .

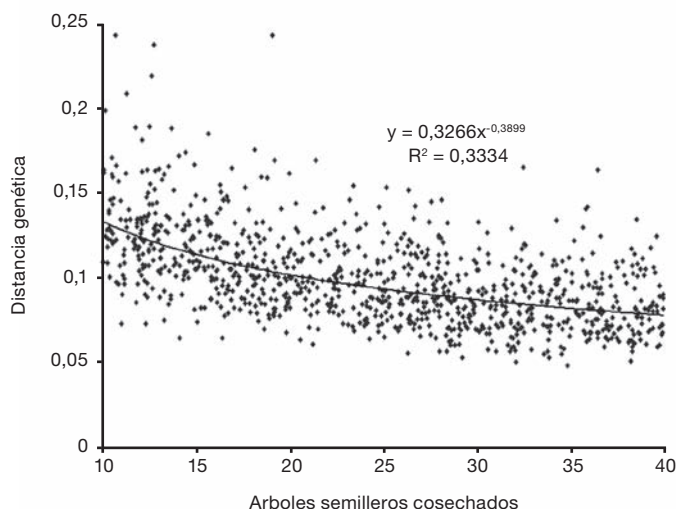


Figura 6. Correlación entre el número de árboles semilleros cosechados y la distancia genética entre adultos y semillas en 1000 simulaciones de análisis de sensibilidad en un robledal europeo, empleando el modelo ECO-GENE.

que determina las diferencias en los rasgos de adaptación. Hasta ahora los modelos de ecosistemas han integrado la variación genética como fuente de variancia de los resultados del modelo, sin conocer los genes fundamentales y su herencia (Berninger 1997). Además, el dinamismo de la variación genética seleccionada por los marcadores de genes se ha incorporado en los modelos genéticos sin contar con información relativa a su significación de adaptación (Lieseback 2002). Para comprender los vínculos entre la variación genética y su significación de adaptación es necesario identificar marcadores de PNI (polimorfismo nucleótido individual) en regiones codificadoras de QTL y efectuar un análisis de genotipo x la interacción del medio ambiente para cada PNI. Actualmente se está llevando a cabo este tipo de estudio para especies de importancia económica (Neale et al. 2002) y se espera que a la brevedad ciertos rasgos de adaptación podrán vincularse con los genotipos. No obstante, es cada vez más necesario mejorar la integración de datos genéticos cuantitativos obtenidos en experimentos de proveniencia y en viveros comunes, en los modelos de ecosistemas silvícolas basados en el proceso (Berninger 1997).

Se han estudiado numerosas especies vegetales empleando tanto marcadores moleculares como bioquímicos para evaluar la estructura genética de la población, la diferenciación genética entre las poblaciones y los parámetros de procesos genéticos como dispersión del polen y semillas, nivel de endogamia y estructura genética en el espacio. Estos estudios han dado resultados diversos según el tipo de marcador de gen empleado. Esto puede deberse tanto a haber usado demasiado pocos loci de genes o individuos para ejemplificar, o a la variación natural de los procesos genéticos de las diferentes poblaciones de especies estudiadas. Hay ahora cada vez más marcadores moleculares de genes disponibles para los estudios de genética de poblaciones arbóreas. Los inventarios genéticos realizados con AFLPs (polimorfismos amplificados de largo de fragmento, sigla en inglés) ofrecen la posibilidad de estudiar más de un centenar de loci (Vos et al. 1995), y el nivel de variación que se puede seleccionar con nuevos marcadores como los microsatélites nucleares es hoy suficientemente elevado como para permitir el estudio del flujo de genes y la estructura en el espacio. En consecuencia, en el próximo futuro los problemas planteados por los marcadores serán menos frecuentes y menos

limitadores. En el pasado las recomendaciones sobre estrategias de muestreo para realizar inventarios genéticos se elaboraron empleando modelos analíticos y numéricos (Gregorius 1980; Krusche y Geburek 1991), y el diseño de tales estrategias sigue siendo un importante campo para la aplicación futura de modelos. Es esencial conocer la variación natural de los procesos genéticos de la población a fin de ordenar los recursos genéticos silvícolas y parametrizar los modelos. Con este propósito será útil establecer una red de PEI donde se pueda hacer el seguimiento de estos procesos a lo largo de muchos años.

Los actuales estudios de genética silvícola que adoptan modelos de simulación permiten obtener mejores estimaciones de las pérdidas potenciales de variación genética debidas al aprovechamiento silvícola, el aclareo y la cosecha de semillas que los del pasado. Sin embargo un tema abierto es identificar niveles críticos de variación genética que no comprometan la supervivencia de la población. ¿Cuál es el umbral mínimo de diversidad genética que debe tener una población para evitar la extinción? La misma pregunta se ha planteado al estudiar la relación entre la diversidad de especies y la estabilidad de los ecosistemas (Schwartz et al. 2000). La mayoría de los estudios empíricos y los modelos de predicción presentan una saturación del funcionamiento y estabilidad del ecosistema, con una apenas limitada muestra de la variación de las especies locales. Esta observación apoya la conclusión de que la mayoría de las comunidades vegetales se caracterizan por el fuerte predominio de unas pocas especies que representan la mayor parte de su biomasa. Muchos inventarios genéticos han resaltado la existencia de los así llamados “polimorfismos menores” que se caracterizan por poblaciones que tienen un alelo muy frecuente y algunos otros más raros. Esto condujo a distinguir entre el potencial de adaptación activo y el letal, suponiendo que los alelos frecuentes son importantes para el buen estado del árbol en las condiciones ambientales actuales, y que los alelos raros pueden ser importantes para la adaptación futura (Gregorius y Bergmann 1995). La importancia de los alelos escasos para la adaptación de una población es aún materia de debate (Bush et al. 1992). La relevancia adaptativa de diferentes marcadores de genes y las relaciones entre los niveles de diversidad genética, la adaptación y la adaptabilidad son algunos de los más importantes interrogantes todavía sin respuesta en la fitogenética. La elaboración de modelos puede ser una herramienta importante para responder a dichos interrogantes.

Referencias

- Aldrich, P.R. and J.L. Hamrick. 1998. Reproductive dominance of pasture trees in a fragmented tropical forest mosaic. *Science* 281:103-105.
- Alvarez-Buylla, E.R., R. García-Barrios, C. Lara-Moreno and M. Martínez-Ramos. 1996. Demographic and genetic models in conservation biology: Applications and perspectives for tropical rain forest tree species. *Annu. Rev. of Ecol. Syst.* 27:387-421.
- Asner, G.P., M. Palace, M. Keller, R. Pereira Jr, J.N. Silva and J.C. Zweede. 2002. Estimating canopy structure in an Amazon forest from laser rangefinder and IKONOS satellite observations. *Biotropica* 34:483-492.
- Austerlitz, F. and P.E. Smouse. 2001. Two-generation analysis of pollen flow across a landscape. II. Relation between $\phi_i(f)$, pollen dispersal and interfemale distance. *Genetics* 157:851-857.
- Austerlitz, F. and P.E. Smouse. 2002. Two-generation analysis of pollen flow across a landscape. IV. Estimating the dispersal parameter. *Genetics* 161:355-363.
- Austerlitz, F., S. Mariette, N. Machon, P.-H. Gouyon and B. Godelle. 2000. Effects of colonization processes on genetic diversity: differences between annual plants and tree species. *Genetics* 154:1309-1321.
- Bacilieri, R., A. Ducousso, R.J. Petit and A. Kremer. 1996. Mating system and asymmetric hybridization in a mixed stand of European oaks. *Evolution* 50:900-908.
- Belward, A.S. (ed.). 1996. The IGBP-DIS global 1 km land cover data set (DISCover): Proposal and implementation plans. IGBP-DIS (International Geosphere-Biosphere Programme-Data and Information System) Working Paper No. 13, Toulouse, France.
- Berg, E. and F. Kuhlmann. 1993. Systemanalyse und Simulation für Agrarwissenschaftler und Biologen. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, Germany.

- Berninger, F. 1997. Effects of drought and phenology on GPP in *Pinus sylvestris*: A simulation study along a geographical gradient. *Funct. Ecol.* 11:33-42.
- Beuker, E. 1994. Long-term effects of temperature on the wood production of *Pinus sylvestris* L. and *Picea abies* (L.) Karst. in old provenance experiments. *Scand. J. For. Res.* 9:34-45.
- Bossel, H. 1996. TREEDYN3 forest simulation model. *Ecol. Modell.* 90:187-227.
- Burczyk, J., W.T. Adams and J.Y. Shimizu. 1996. Mating patterns and pollen dispersal in a natural knobcone pine (*Pinus attenuata* Lemmon.) stand. *Heredity* 77:251-260.
- Bush, R.M., P.E. Smouse, W.T. Adams, S.H. Strauss, D.L. Copes and A.R. Griffin. 1992. Evidence for the adaptive significance of allozymes in forest trees. *New For.* 6:179-196.
- Caron, H., S. Dumas, G. Marque, C. Messier, E. Bandou, R.J. Petit and A. Kremer. 2000. Spatial and temporal distribution of chloroplast DNA polymorphism in a tropical tree species. *Mol. Ecol.* 9:1089-1098.
- Chen, C.W., W.T. Tsai and A.A. Lucier. 1998. A model of air-tree-soil system for ozone impact analysis. *Ecol. Modell.* 111:207-222.
- Chuine, I., J. Belmonte and A. Mignot. 2000. A modelling analysis of the genetic variation of phenology between tree populations. *J. Ecol.* 88:561-570.
- Collevatti, R.G., D. Grattapaglia and J.D. Hay. 2001. High-resolution microsatellite-based analysis of the mating system allows the detection of significant biparental inbreeding in *Caryocar brasiliense*, an endangered tropical tree species. *Heredity* 86:60-67.
- Darlington, C.D. 1939. *The Evolution of Genetic Systems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Degen, B. and D.W. Roubik. 2004. Effects of animal pollination on pollen dispersal, selfing, and effective population size of tropical trees: a simulation study. *Biotropica* 36:165-179.
- Degen, B. and F. Scholz. 1996. Der Einsatz des Simulationsmodells ÖKO-GEN zur Erarbeitung von Entscheidungshilfen für eine nachhaltige Forstwirtschaft. Pp. 284-299 in *Biodiversität und nachhaltige Forstwirtschaft* (G. Müller-Starck ed.). Ecomed – Verlagsgesellschaft, Landsberg, Germany.
- Degen, B., E. Bandou and H. Caron. 2004. Limited pollen dispersal and biparental inbreeding in *Symphonia globulifera* in French Guiana. *Heredity* 93: 585-591.
- Degen, B., H.-R. Gregorius and F. Scholz. 1996. ECO-GENE, a model for simulation studies on the spatial and temporal dynamics of genetic structures of tree populations. *Silvae Genet.* 45:323-329.
- Degen, B., L. Llamas-Gomez and F. Scholz. 1999a. Erarbeitung von Entscheidungshilfen für eine nachhaltige Forstwirtschaft zum Schutze der genetischen Vielfalt von Waldbaum- und Waldstraucharten. Pp. 1-139 in *Wichtige Einflussfaktoren auf die Biodiversität in Wäldern* (F. Scholz and B. Degen eds.). Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Hamburg, Germany.
- Degen, B., D.W. Roubik and M.D. Loveless. 2002. Impact of selective logging and forest fragmentation on the seed cohorts of an insect-pollinated tree: a simulation study. Pp. 108-119 in *Modelling and Experimental Research on Genetic Processes in Tropical and Temperate Forests* (B. Degen, M.D. Loveless and A. Kremer eds.). EMBRAPA (A Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) Amazonia Oriental, Belém, Brazil.
- Degen, B., R. Streiff and B. Ziegenhagen. 1999b. Comparative study of genetic variation and differentiation of two pedunculate oak (*Quercus robur*) stands using microsatellite and allozyme loci. *Heredity* 83:597-603.
- Degen, B., R. Streiff, F. Scholz and A. Kremer. 1997. Analyzing the effects of regeneration regimes on genetic diversity and inbreeding in oak populations by use of the simulation model ECO-GENE. Pp. 9-21 in *Diversity and Adaption in Oak Species* (K.C. Steiner ed.). Pennstate, College of Agricultural Sciences, Pennsylvania, University Park, Pennsylvania, USA.
- Dick, C.W., G. Etchelecu and F. Austerlitz. 2003. Pollen dispersal of tropical trees (*Dinizia excelsa*: Fabaceae) by native insects and African honeybees in pristine and fragmented Amazonian rainforest. *Mol. Ecol.* 12:753-764.

- Doligez, A. and H.I. Joly. 1997. Mating system of *Carapa procera* (Meliaceae) in the French Guiana tropical forest. *Am. J. Bot.* 84:461-470.
- Doligez, A., C. Baril and H.I. Joly. 1998. Fine-scale spatial genetic structure with non-uniform distribution of individuals. *Genetics* 148:905-920.
- Everitt, J. and F. Judd. 1989. Using remote sensing techniques to distinguish and monitor black mangrove (*Avicennia germinans*). *J. Coast. Res.* 5:737-745.
- Fiorella, M. and W. Ripple. 1993. Determining successional stages of temperate coniferous forests with Landsat satellite data. *Photogramm. Eng. Rem. Sens.* 59:239-246.
- Foody, G. and R. Hill. 1996. Classification of tropical forest classes from Landsat TM data. *I. J. Rem. Sens.* 17:2353-2367.
- Forest Resource Assessment (FRA). 2000. Global Land Cover Characteristics Data Base Version 2.0, <http://edcdaac.usgs.gov/glcc/glcc.asp>.
- Friedman, S.T. and W.T. Adams. 1985. Levels of outcrossing in two loblolly pine seed orchards. *Silvae Genet.* 34:157-162.
- Geburek, T. and M. Mengel. 1998. Considerations in view of identity control of forest reproductive material and minimum number of seed trees required by law as exemplarily described in European larch. *Centralblatt für das Gesamte Forstwesen* 115:211-228.
- Giannini, R. and F. Magnani. 1994. Impact of global change on pollination processes and on the genetic diversity of forest tree populations. *For. Genet.* 1:97-104.
- Gill, D.E., L. Chao, S.L. Perkins and J.B. Wolf. 1995. Genetic mosaicism in plants and clonal animals. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 26:423-444.
- Glaubitz, J.C., J.C. Murrell and G.F. Moran. 2003. Effects of native forest regeneration practices on genetic diversity in *Eucalyptus consideniana*. *Theor. Appl. Genet.* 107:422-431.
- Gömöry, D. 1995. Simulation of the genetic structure and reproduction in plant populations: short note. *For. Genet.* 2:59-63.
- Gregorius, H.-R. 1978. The concept of genetic diversity and its formal relationship to heterozygosity and genetic distance. *Math. Biosci.* 41:253-271.
- Gregorius, H.-R. 1980. The probability of losing an allele when diploid genotypes are sampled. *Biometrics* 36:643-652.
- Gregorius, H.-R. 1991. Gene conservation and the preservation of adaptability. Pp. 31-47 in *Species Conservation: A Population-biological Approach* (A. Seitz and V. Loeschcke, eds.). Birkhauser Verlag, Basel, Switzerland.
- Gregorius, H.-R. and F. Bergmann. 1995. Analysis of isoenzyme genetic profiles observed in forest tree populations. Pp. 79-96 in *Population Genetics and Genetic Conservation of Forest Trees* (G. Muller Starck, ed.). SPB Academic Publishing, Amsterdam, The Netherlands.
- Grote, R. and M. Erhard. 1999. Simulation of tree and stand development under different environmental conditions with a physiologically based model. *For. Ecol. Manage.* 120:59-76.
- Hamrick, J.L. and M.J.W. Godt. 1990. Allozyme diversity in plant species. Pp. 43-63 in *Plant Population Genetics, Breeding, and Genetic Resources* (A.H.D. Brown, M.T. Clegg, A.L. Kahler and B.S. Weir, eds.). Sinauer Associates, Sunderland, USA.
- Hardy, O.J. and X. Vekemans. 1999. Isolation by distance in a continuous population: reconciliation between spatial autocorrelation analysis and population genetics models. *Heredity* 83:145-154.
- Helmer, E., S. Brown and W. Cohen. 2000. Mapping montane tropical forest successional stage and land use with multitemporal Landsat imagery. *I. J. Rem. Sens.* 21:2163-2183.
- Hosius, B. 1993. Wird die genetische Struktur eines Fichtenbestandes von Durchforstungs Eingriffen beeinflusst? *Forst und Holz* 48:306-308.
- Jaramillo-Correa, J.P., J. Beaulieu and J. Bousquet. 2001. Contrasting evolutionary forces driving population structure at expressed sequence tag polymorphisms, allozymes and quantitative traits in white spruce. *Mol. Ecol.* 10:2729-2740.
- Johnsen, K., L. Samuelson, R. Teskey, S. McNulty and T. Fox. 2001. Process models as tools in forestry research and management. *For. Sci.* 47: 2-8;
- Kanashiro, M., I.S. Thompson, J.A.G. Yared, M.D. Loveless, P. Coventry, R.C.V. Martins-

- da-Silva, B. Degen and W. Amaral. 2002. Improving conservation values of managed forests: the Dendrogene Project in the Brazilian Amazon. *Unasylva* 53:25-33.
- Kareinen, T., A. Nissinen and H. Ilvesniemi. 1998. Analysis of forest soil chemistry and hydrology with a dynamic model ACIDIC. *Acta For. Fenn* 262:42.
- Key, T., T.A. Warner, J.B. McGraw and M.A. Fajvan. 2001. A comparison of multispectral and multi-temporal information in high spatial resolution imagery for classification of individual tree species in a temperate hardwood forest. *Rem. Sens. Environ.* 75:100-112.
- Kramer, K. 1994. A modelling analysis of the effects of climatic warming on the probability of spring frost damage to tree species in The Netherlands and Germany. *Plant Cell Environ.* 17:367-377.
- Kremer, A. 2000. Global change and genetic diversity. *Revue Forestiere Francaise* 52:91-98.
- Kremer, A., J. Kleinschmit, J. Cottrell, E.P. Cundall, J.D. Deans, A. Ducousso, A. Konig, A. Lowe, J. Munro, R. Petit and B.R. Stephan. 2002. Is there a correlation between chloroplastic and nuclear divergence, or what are the roles of history and selection on genetic diversity in European oaks? *For. Ecol. Manage.* 156:75-87.
- Krusche, D. and T. Geburek. 1991. Conservation of forest gene resources as related to sample size. *For. Ecol. Manage.* 40:145-150.
- Landsberg, J.J. and R.H. Waring. 1997. A generalised model of forest productivity using simplified concepts of radiation-use efficiency, carbon balance and partitioning. *For. Ecol. Manage.* 95:209-228.
- Le Corre, V. and A. Kremer. 2003. Genetic variability at neutral markers, quantitative trait loci and trait in a subdivided population under selection. *Genetics* 164:1205-1219.
- Le Corre, V., N. Machon, R.J. Petit and A. Kremer. 1997. Colonization with long-distance seed dispersal and genetic structure of maternally inherited genes in forest trees: a simulation study. *Genet. Res.* 69:117-125.
- Ledig, F.T. 1986. Heterozygosity, heterosis, and fitness in outcrossing plants. Pp. 77-104 *in* Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity (M.E. Soule, ed.). Sinauer Associates, Sunderland, USA.
- Liepelt, S., R. Bialozyt and B. Ziegenhagen. 2002. Wind-dispersed pollen mediates postglacial gene flow among refugia. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 99:14590-14594.
- Liesebach, M. 2002. On the adaptability of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) to the projected change of climate in Germany. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 121:130-144.
- Liesebach, M., B. Degen and F. Scholz. 1999. Zur genetischen Anpassungsfähigkeit der Rotbuche. *Berichte über Landwirtschaft* 77:128-133.
- Lindner, M., B. Sohngen, L.A. Joyce, D.T. Price, P.Y. Bernier and T. Karjalainen. 2002. Integrated forestry assessments for climate change impacts. *For. Ecol. Manage.* 162:117-136.
- Matyas, C. 1994. Modelling climate change effects with provenance test data. *Tree Physiol.* 14:797-804.
- Michalek, J., N. French, E. Kasischke, R. Johnson and J. Colwell. 2000. Using Landsat TM data to estimate carbon release from burned biomass in an Alaskan spruce forest complex. *I. J. Rem. Sens.* 21:323-338.
- Murawski, D.A. and J.L. Hamrick. 1991. The effect of the density of flowering individuals on the mating systems of nine tropical tree species. *Heredity* 67:167-174.
- Nathan, R., U.N. Safriel and I. Noy-Meir. 2001. Field validation and sensitivity analysis of a mechanistic model for tree seed dispersal by wind. *Ecology* 82:374-388.
- Neale, D.B., M.M. Sewell, G.R. Brown, C. Plomion and C. Cahalan. 2002. Molecular dissection of the quantitative inheritance of wood property traits in loblolly pine. *An. For. Sci.* 59:595-605.
- Nikolov, N.T. and D.G. Fox. 1994. A coupled carbon-water-energy-vegetation model to assess responses of temperate forest ecosystems to changes in climate and atmospheric CO₂. Part I. Model concept. *Environ. Pollut.* 83:251-262.
- Nyblom, H. 2004. Comparison of different nuclear DNA markers for estimating intraspecific genetic diversity in plants. *Molecular Ecology* 13: 1143-1155.
- Pax-Lenney, M., C. Woodcock, S. Macomber, S. Gopal and C. Song. 2001. Forest

- mapping with a generalized classifier and Landsat TM data. *Rem. Sens. Environ.* 77:241-150.
- Petit, R.J., E. Pineau, B. Demesure, R. Bacilieri, A. Ducousso and A. Kremer. 1997. Chloroplast DNA footprints of postglacial recolonization by oaks. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 94:9996-10001.
- Phillips, P.D., T.E. Brash, I. Yasman, P. Subagyo and P.R. van Gardingen. 2003. An individual-based spatially explicit tree growth model for forests in East Kalimantan (Indonesian Borneo). *Ecol. Modell.* 159:1-26.
- Phillips, P.D., I.S. Thompson, J.N.M. Silva, P.R. van Gardingen and B. Degen. 2004b. Scaling-up models of tree competition for tropical forest population genetics simulation. *Ecol. Modell.* 180:419-434.
- Phillips, P.D., C.P. de Azevedo, B. Degen, I.S. Thompson, J.N.M. Silva and P.R. van Gardingen. 2004a. An individual-based spatially explicit simulation model for strategic forest management planning in the eastern Amazon. *Ecol. Modell.* 173:335-354.
- Porté, A. and H.H. Bartelink. 2002. Modelling mixed forest growth: a review of models for forest management. *Ecol. Modell.* 150:141-188.
- Pouliot, D., D. King, F. Bell and D. Pitt. 2002. Automated tree crown detection and delineation in high-resolution digital camera imagery of coniferous forest regeneration. *Rem. Sens. Environ.* 82:322-334.
- Pretzsch, H. 2000. From yield tables to simulation models for pure and mixed stands. *J. For. Sci.* 46:97-113.
- Pretzsch, H., P. Biber, J. Dursky, M. Lindner and W. Cramer. 2002. The single tree-based stand simulator SILVA: Construction, application and evaluation. *For. Ecol. Manage.* 162:3-21.
- Rajora, O.P. 1999. Genetic biodiversity impacts of silvicultural practices and phenotypic selection in white spruce. *Theor. Appl. Genet.* 99:954-961.
- Ritland, K. and S. Jain. 1981. A model for the estimation of outcrossing rate and gene frequencies using an independent loci. *Heredity* 47:35-52.
- Rossi, P., G.G. Vendramin and R. Giannini. 1996. Estimation of mating system parameters in two Italian natural populations of *Fagus sylvatica*. *Can. J. For. Res.* 26:1187-1192.
- Scholz, F. and B. Degen. 1999. Wichtige Einflussfaktoren auf die Biodiversität von Wäldern. *Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft*, Hamburg, Germany.
- Scholz, F., H.-R. Gregorius and D. Rudin. 1989. Genetic effects of air pollutants in forest tree populations. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Schwalm, C.R. and A.R. Ek. 2001. Climate change and site: relevant mechanisms and modelling techniques. *For. Ecol. Manage.* 150:241-257.
- Schwartz, M.W., C.A. Brigham, J.D. Hoeksema, K.G. Lyons, M.H. Mills and P.J. van Mantgem. 2000. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia* 122:297-305.
- Scotti, I., G.G. Vendramin, L.S. Matteotti, C. Scarponi, M. Sari-Gorla and G. Binelli. 2000. Postglacial recolonization routes for *Picea abies* K. in Italy as suggested by the analysis of sequence-characterized amplified region (SCAR) markers. *Mol. Ecol.* 9:699-708.
- Skole, D. and C. Tucker. 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: Satellite data from 1978 to 1988. *Science* 260:1905-1910.
- Smouse, P.E., R.J. Dyer, R.D. Westfall and V.L. Sork. 2001. Two-generation analysis of pollen flow across a landscape. I Male gamete heterogeneity among females. *Evolution* 55:260-271.
- Takahashi, M., M. Mukouda and K. Kono. 2000. Differences in genetic structure between two Japanese beech (*Fagus crenata* Blume) stands. *Heredity* 84:103-115.
- Takenaka, A. 2001. Individual-based model of a forest with spatial structure and gene flow. Pp. 415-420 in *Present and Future of Modelling Global Environment Change: Toward Integrated Modelling* (T. Matsuno and H. Kida, eds.). Terrapub, Tokyo, Japan.
- Thomasson, J., C.W. Bennett, B. Jackson and M. Mailander. 1994. Differentiating bottomland tree species with multispectral videography. *Photogramm. Eng. Rem. Sens.* 60.
- Vos, P., R. Hogers, M. Bleeker, M. Reijmans, T. van der Lee, M. Hornes, A. Frijters, J. Pot,

- J. Peleman, M. Kuiper and M. Zabeau. 1995. AFLP: a new technique for DNA fingerprinting. *Nucleic Acids Res* 23:4407-4414.
- de Wasseige, C. and P. Defourny. 2002. Retrieval of tropical forest structure characteristics from bi-directional reflectance of SPOT images. *Rem. Sens. Environ.* 83:362-375.
- White, G.M., D.H. Boshier and W. Powell. 2002. Increased pollen flow counteracts fragmentation in a tropical dry forest: an example from *Swietenia humilis* Zuccarini. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 99:2038-2042.
- Wolter, P., D. Mladenoff, G. Host and T. Crow. 1995. Improved forest classification in the northern lake states using multi-temporal Landsat imagery. *Photogramm. Eng. Rem. Sens.* 61:1129-1143.
- Woodcock, C., S. Macomber, M. Pax-Lenney and W. Cohen. 2001. Monitoring large areas for forest change using Landsat: generalization across space, time and Landsat sensors. *Rem. Sens. Environ.* 78:194-203.



Parte 2

Estudios de caso del Proyecto de Investigación del IPGRI

Introducción al papel y *modus operandi* del IPGRI, con referencia especial al proyecto BMZ

Los recursos genéticos silvícolas de *Araucaria araucana* en Argentina

Conservación, ordenación y uso sostenible de los recursos genéticos de *Araucaria angustifolia* en Brasil

Aspectos genéticos y ecológicos del aprovechamiento de productos silvícolas no madereros en dos colonias del Amazonas occidental

Conservación de fragmentos silvícolas de Mata Atlântica en el Estado de São Paulo, Brasil

Estudio de caso para elaborar un modelo: opciones de ordenación de los RGS en ecosistemas de *Araucaria araucana*

La heterogeneidad ambiental da forma a la diversidad genética de los ecosistemas silvícolas de *Araucaria araucana* en Argentina a través del flujo de genes



Capítulo 5

Introducción al papel y *modus operandi* del IPGRI, con referencia especial al proyecto BMZ

B. Vinceti¹ y L. Petri²

¹ Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos (IPGRI), Roma, Italia

² Direttore Divisione Parchi Naturali. Parchi Val di Cornia SpA, Piombino, Livorno, Italia

1. Introducción

Este capítulo analiza los recursos genéticos silvícolas (RGS) y temas relativos en América del Sur. Se refiere en especial al proyecto financiado por el Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo de Alemania (BMZ) sobre conservación, ordenación y uso sostenible de los RGS en Brasil y Argentina emprendido recientemente bajo los auspicios del Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos (IPGRI).

2. Necesidad de investigar los recursos genéticos silvícolas

Los bosques cumplen funciones básicas de asistencia a la vida, como la protección de cuencas hídricas, conservación del suelo, regulación del clima, aprovechamiento del carbón, conservación de la biodiversidad y lucha contra las plagas (Salati et al. 1999). Proveen también a las comunidades locales y a las economías nacionales una variedad de bienes como alimentos, piensos, gomas, resinas, leña, rollizos de madera y productos medicinales. Por ello en muchos lugares del mundo tienen papeles de suma importancia tanto para la subsistencia como para el desarrollo socioeconómico moderno. Los bosques contribuyen también al bienestar cultural de innumerables sociedades.

Debido a su interdependencia dentro de la jerarquía de las organizaciones biológicas, los ecosistemas, especies y genes son los principales objetivos de conservación de la biodiversidad. En último análisis la capacidad de las plantas para adaptarse a las condiciones ambientales cambiantes y la evolución continua dependen de su variación genética intraespecífica. La variación genética constituye asimismo el cimiento de los programas de mejoramiento tendientes a satisfacer las necesidades sociales siempre mudables. Los RGS, definidos en este trabajo como 'el valor actual y potencial de los materiales heredables contenidos en y entre las especies silvícolas', se ubican entre los más valiosos activos sociales de sostenibilidad. Sin embargo en los dos últimos decenios las amenazas a los RGS de los trópicos aumentaron de manera dramática. En todo el mundo tiene lugar actualmente una grave y continua disminución de la superficie de bosque tropical, como resultado de la extracción no sostenible de rollizos de madera, otros tipos de degradación del hábitat silvícola y la transformación de los bosques a otros usos de las tierras.

Estos cambios afectaron directamente la cantidad y las pautas de la diversidad genética de los árboles silvícolas. Se han perdido muchas poblaciones y especies dotadas de propiedades únicas y útiles, a veces sin siquiera haber sido identificadas y estudiadas científicamente (Mittermeier et al. 1999). Si bien los ecosistemas degradados pueden a veces rehabilitarse – a menudo con dificultades y grandes costos – la extinción de especies o la pérdida de diversidad genética única dentro de las especies es permanente. Esto puede tener efectos significativos en los usos y desarrollo futuros. En consecuencia la conservación y uso sostenible de los RGS se ha transformado en una exigencia urgente

y vital para todas las partes interesadas locales, regionales, nacionales e internacionales en materia de bosques (Quédraogo 1997; Convenio sobre Diversidad Biológica 2004). El problema entre manos se complica por el hecho de que las estrategias de conservación no pueden aspirar a conservar el aspecto genético de las especies silvícolas como existen hoy día – adaptadas a las condiciones ambientales actuales – sino que deben diseñarse para que se mantengan los procesos evolutivos que permitan a las especies adaptarse a las condiciones futuras (Namkoong 1986; Eriksson et al. 1993). Por ello un tema central de la conservación de los RGS es definir la cantidad y pautas de variación genética que debe mantenerse para que las especies silvícolas satisfagan estos requisitos (Palmberg 1999). De igual importancia es elaborar, por cuanto posible, programas de conservación genética para prevenir o reducir la extinción de las especies, la erosión genética y los fuertes cambios direccionales de la composición genética de las poblaciones conservadas (FAO 1993).

3. Conservación *in situ* de RGS

Los científicos silvícolas y la amplia comunidad de conservacionistas e investigadores se ocupan actualmente de programas en marcha que desarrollan estrategias de conservación y uso sostenible de la biodiversidad. La conservación se puede lograr tanto a través de programas *in situ* como *ex situ* (Ledig 1986), pero cuando quiera que sea necesario y posible ambos tipos deben tener lugar de manera complementaria. Sin embargo la estrategia preferida es a menudo la conservación *in situ* de los RGS, es decir su conservación en los ambientes originales/naturales, cosa que tiene numerosas ventajas (Frankel 1976). La conservación *in situ* de los RGS permite mantener los procesos evolutivos básicos y brinda a los mejoradores una fuente dinámica de variación. La conservación *in situ* es especialmente recomendada para las especies que no pueden establecerse fuera de sus hábitats naturales o requieren la interacción de complejos ecosistemas para subsistir, y para aquellas que producen semillas recalcitrantes. Además los programas de conservación *in situ* diseñados específicamente para especies silvícolas pueden a menudo proteger también muchas otras especies vegetales y animales e incluso los ecosistemas donde aparecen estas especies. Por último, si se la practica correctamente, la conservación *in situ* permite utilizar los RGS al mismo tiempo que se los mantiene. Por lo tanto al planificar la conservación se debe incluir como factor que los interesados puedan usar los recursos de manera sostenible, mejorando así potencialmente la eficiencia de costos y el apoyo político a la conservación.

Vale la pena insistir en que la conservación y el uso sostenible de los RGS no es solo un problema del futuro. Afecta ya a millones de personas. Por esto la conservación no puede ser vista de manera separada del desarrollo, o sea de las necesidades y demandas humanas, y este es quizá el mayor desafío de la conservación *in situ* de los RGS. Conciliar las actividades de conservación con las necesidades humanas inmediatas reconociendo la importancia del papel que tienen las diversas partes interesadas en el mantenimiento y ordenación de la diversidad genética, y reducir las tensiones entre los objetivos biológicos y socioeconómicos son y serán aspectos a los que deberán abocarse los administradores e investigadores. La producción de bienes y servicios ambientales derivados de los bosques requerirá incorporar directrices silvícolas y genéticas básicas en las ordenanzas e intervenciones de administración (Kemp 1992). La conservación de los recursos genéticos silvícolas mediante la ordenación sostenible es especialmente importante para la gran mayoría de especies arbóreas silvícolas que no crecen en plantaciones o programas de domesticación (Consejo Nacional de Investigación, Dirección de Agricultura 1991).

Sin embargo si bien los métodos de conservación *ex situ* están bastante bien desarrollados de un punto de vista técnico y se aplican extensamente en todo el mundo, hay relativamente muy poca conservación *in situ*, en especial en lo que se refiere a la conservación de la diversidad infraespecífica. Esto puede deberse en parte a que se otorga preferente atención a los métodos *ex situ*, o a la aún escasa cooperación entre mejoradores, dasónomos y conservacionistas. Además los primeros esfuerzos de conservación *in situ* se orientaron a la protección de especies amenazadas y ecosistemas

intactos, con mucha menos insistencia en la diversidad dentro de las especies (FAO 1989). Sin embargo en los últimos 20 años se advierte siempre más que una eficaz conservación *in situ*, ordenación y uso sostenible de las especies vegetales y animales debe valerse de estrategias que incluyan información sobre las dinámicas de variación infraespecífica. Pese a tales progresos generales en la filosofía de la conservación y uso sostenible, los avances en la teoría y métodos *in situ* aplicables a los programas reales de RGS tardan en aparecer. Esto se debe sobre todo a los limitados conocimientos sobre la dimensión de la diversidad genética de los árboles silvícolas, su organización en el tiempo y el espacio, los procesos genéticos de los árboles y la repercusión de las actividades humanas en los RGS. A este último respecto la investigación del papel de las comunidades locales en la regeneración selectiva, disseminación y plantación de germoplasma silvícola es una prioridad principal.

4. Desafíos de la conservación de los RGS en los trópicos

Los recursos genéticos se refieren a toda la variación genética contenida en y entre las especies silvícolas. En la práctica un gran número de especies herbáceas y leñosas que representan importantes recursos económicos están comprendidas en el término 'recursos genéticos silvícolas'. Mientras la investigación ha mostrado que las especies arbóreas silvícolas tropicales poseen altos niveles de diversidad genética, tienen gran variación genética en y entre las poblaciones y son predominantemente de cruzamiento lejano y con altos niveles de flujo de genes (Janzen 1971; Bawa et al. 1985) a los fines de la conservación de los RGS se necesitan con urgencia investigaciones en otras dos áreas. Se necesita conocer mucho más acerca de la relación entre las actividades humanas y la biodiversidad silvícola, y en el mismo contexto, acerca de la amplitud, distribución y estructura de la diversidad genética infraespecífica de los árboles afectados por las actividades humanas. Los llamados bosques húmedos tropicales de tierras bajas contienen el mayor número de especies y su destrucción tendría las más graves consecuencias mundiales (Whitmore y Sayer 1992; Alvarez-Buylla et al. 1996). Por lo tanto la conservación de los bosques tropicales es una de las tareas más urgentes y retadoras para los dasónomos, biólogos, expertos en ciencias sociales, administradores ambientales, empresarios, organizaciones sin fines de lucro y administradores públicos. Los aspectos problemáticos son la gran cantidad de especies, su nivel de amenaza, la presencia de numerosas especies no comerciales, las dificultades para regenerar las especies objetivo, la fragilidad del suelo y los temas relativos al acceso.

La conservación *in situ* de los RGS ha sido más lenta en los trópicos en comparación con las áreas templadas a causa de las siguientes limitaciones y desafíos (Bawa 1997; Ouedraogo 1997):

- El gran número de especies que existe en los bosques tropicales. Esto ha creado problemas para establecer prioridades de investigación y de conservación y, en consecuencia, para obtener fondos destinados a estas tareas;
- La a menudo modesta infraestructura de las instituciones locales. La falta de personal capacitado de investigación y conservación y los altos costos para capacitarlo contribuyeron a la lenta generación de conocimientos sobre la taxonomía, biología y genética de las especies silvícolas tropicales y el desarrollo de programas de ordenación eficaces;
- Las diferentes características biológicas de los árboles silvícolas tropicales y sus complejas relaciones ecológicas. Temas relacionados con los árboles silvícolas tropicales como los sofisticados requisitos e interacciones de los polinizadores, las muy variables densidades y distribución en el espacio de las especies, los sistemas mixtos de cruzamiento y diversas pautas fenológicas a menudo requieren que los métodos de conservación se ajusten a cada una de las especies;
- La naturaleza longeva de los árboles puede dar la ilusión de buena salud del bosque. Puesto que los bosques tropicales pueden permanecer por mucho tiempo

sin regenerarse a sí mismos, puede tenerse la impresión de su persistencia cuando en realidad la población se está erosionando genéticamente o incluso va hacia su extinción (los 'muertos vivos' de Janzen 1986);

- Solo respecto de algunas especies se han emprendido evaluaciones y comparaciones de características morfológicas y de heredabilidad. Las herramientas y tecnologías para evaluar la diversidad genética de los árboles tropicales recién se están desarrollando. Los marcadores genéticos son limitados;
- Pocas opciones de las comunidades que dependen de los bosques para generar ingresos. Las limitadas opciones de empleo o generación de ingresos han llevado a muchas comunidades que viven en los bosques a adoptar perspectivas de ordenación del bosque de corto plazo o incluso a prácticas abusivas. El desarrollo de asociaciones eficaces de ordenación de bosques entre las comunidades locales, las poblaciones indígenas, autoridades gubernamentales y otros interesados es un desafío en marcha que a menudo requiere capacidades especializadas;
- A menudo se carece de políticas nacionales y marcos jurídicos tendientes a la conservación y uso sostenible de los RGS. Con frecuencia es difícil superar las complicaciones que derivan de los diversos intereses de los actores y las diferencias entre las leyes tradicionales, locales y nacionales.

Muchas especies arbóreas que están desapareciendo rápidamente de los hábitats de bosques tropicales requieren medidas de conservación inmediatas. Estas deben basarse en una comprensión de los factores que permita la conservación *in situ* de la diversidad genética de las poblaciones arbóreas silvícolas a largo plazo. También hay que conocer el tipo y niveles de variación genética necesarios para capturar los diversos tipos de adaptabilidad. A nivel de ecosistema serán de fundamental importancia los conocimientos del proceso que afecta a la diversidad genética y en particular los efectos genéticos de las actividades humanas, a fin de desarrollar estrategias complementarias de conservación. Se necesita este mismo tipo de conocimientos para desarrollar políticas eficaces que puedan satisfacer las diversas necesidades e intereses de las comunidades locales y de las autoridades (Cossalter et al. 1993; FAO 1993; Kageyama 1997; Palmberg-Lerche 1997).

Para que funcione, la conservación de los RGS se debe integrar en un marco general de ordenación silvícola sostenible. Los métodos del pasado para conservar zonas protegidas como los parques o las reservas nacionales no prestaron suficiente atención a la distribución y variación infraespecífica de las especies. La información de ambas áreas es esencial para asegurar el mantenimiento de la capacidad de adaptación y el potencial productivo de los árboles para satisfacer las necesidades presentes y futuras (Kemp 1992; FAO 1993; McNeely 1993; Bawa 1997; BMZ 1997).

Desde el punto de vista técnico es necesario llevar a cabo urgentemente estudios que demuestren la compatibilidad de la conservación genética con el uso ordenado de los recursos silvícolas a nivel nacional, regional y local, y los resultados deben difundirse con la mayor amplitud. Del punto de vista de la administración es también necesario desarrollar estrategias integradas para la conservación y uso de los RGS. Por ende se debe dar prioridad tanto a las necesidades de investigación para identificar las pautas de la variación genética como a los cambios evolutivos fundamentales de los ecosistemas silvícolas, y al desarrollo de procedimientos prácticos de conservación. Las estrategias de conservación deben incorporar suficiente flexibilidad como para permitir cambios en las estrategias de ordenación a medida que se disponga de nuevos conocimientos (Ouedraogo 1997). Además se necesitan acciones concertadas para reforzar la capacidad local, regional y nacional de conservación de los bosques mediante transferencias de información y tecnología, y a través del trabajo en red y la colaboración entre los países y las organizaciones no gubernamentales (ONG). El IPGRI está activamente comprometido en la investigación de los bosques tropicales y en el fortalecimiento consiguiente del desarrollo de capacidades en todo el mundo. En el Capítulo 12 se presenta una descripción más detallada de algunos de los proyectos de investigación del IPGRI y sus aplicaciones prácticas.

5. Actividades del IPGRI acerca de la investigación y conservación de los RGS

El IPGRI forma parte del Grupo Consultivo de Investigación Agrícola Internacional (CGIAI), una alianza estratégica de países, organizaciones regionales e internacionales y fundaciones privadas que apoyan a 15 centros internacionales de agricultura. Estos centros trabajan conjuntamente con instituciones y organismos de investigación agrícola nacionales, organizaciones de la sociedad civil y el sector privado, movilizand las ciencias agrícolas para reducir la pobreza, fomentar el bienestar humano, promover el crecimiento de la agricultura y proteger el medio ambiente. En el Recuadro 1 se describe el modo de trabajar del IPGRI.

La investigación del IPGRI incluye un programa sobre RGS con numerosas prioridades:

- estudiar las pautas y amenazas a la diversidad genética de las especies arbóreas silvícolas;
- investigar los procesos biológicos que regulan la diversidad genética;
- examinar los efectos de las actividades humanas en los procesos genéticos;
- documentar el uso de los recursos locales y analizar las consecuencias de las pérdidas de RGS sobre los medios de vida de la población rural.

El programa de RGS del IPGRI también:

- establece directrices para la conservación, restauración y uso sostenible de los RGS;
- analiza temas socioeconómicos y de políticas vinculados con la conservación y uso de los RGS;
- traza programas participativos de conservación de los RGS;
- crea o selecciona métodos que ayuden al IPGRI a determinar las especies y poblaciones prioritarias para la investigación y conservación.

Puesto que la conservación *in situ* de los RGS involucra sistemas genéticos, ecológicos y sociales, requiere un método multidisciplinario que integre estrategias y disciplinas científicas biológicas y sociales. Se necesitan conocimientos científicos y técnicos,

Recuadro 1. Modalidad de operación del IPGRI

El IPGRI trabaja mediante asociaciones y complementa los recursos de sus socios proveyendo métodos de investigación y conservación en colaboración muy eficaces en cuanto a costos. El ahorro aumenta al compartir elementos como personal, instalaciones de campo y laboratorios, y tecnología de información. Además se transfiere tecnología e información a los socios de pocos recursos. El IPGRI opera de manera directa o como catalizador en prácticamente todas las áreas de investigación y desarrollo relacionadas con la conservación y uso de los recursos fitogenéticos (RFG). Junto con sus socios el IPGRI identifica entre las prioridades reconocidas de investigación y conservación los puntos en los cuales su compromiso dará el máximo beneficio. De esta manera el IPGRI y sus socios optimizan el aprovechamiento de los recursos invertidos en verdaderos programas en colaboración. Al asumir sus programas de investigación y conservación el IPGRI da preferencia en particular al trabajo en red, puesto que las redes ayudan a asegurar que éste se lleve a cabo economizando costos, y que los materiales, métodos, resultados e información se difundan con la mayor amplitud. El IPGRI también apoya la investigación emprendida por los socios, pues ésta asegura que los proyectos estén bien diseñados y que se disponga de instalaciones locales, recursos humanos y la voluntad para emprender actividades de investigación a fin de ejecutarlos. No obstante siempre habrá que enfrentar desafíos y restricciones en la investigación y conservación *in situ* de los RFG. En este libro se ilustran muchos ejemplos de investigación y conservación *in situ* de los RFG.

colaboración regional, políticas apropiadas, conciencia pública y compromiso a nivel local, regional, nacional e internacional para crear programas eficaces de conservación *in situ* que también promuevan unos medios de vida sostenibles.

5.1 Antecedentes y diseño del proyecto de investigación sobre RGS del IPGRI financiado por BMZ en América del Sur

El Convenio sobre Diversidad Biológica da un marco para la protección de los ecosistemas silvícolas y sus especies arbóreas (ver el programa de trabajo ampliado sobre diversidad biológica silvícola adoptado en el año 2002 por la Conferencia de Partes en su sexta reunión, en el anexo a la decisión VI/22). Se solicita a los países que ratifican el Convenio que evalúen y hagan el seguimiento de sus recursos biológicos y desarrollen estrategias eficaces para conservarlos. De esta manera la conservación y uso sostenible de los bosques ha pasado a ser prioritario en muchos programas silvícolas regionales, nacionales e internacionales. Pero el escaso conocimiento actual acerca del impacto del aprovechamiento no controlado, la deforestación y otras amenazas a la diversidad silvícola limitan seriamente la capacidad de los organismos e instituciones para planificar y llevar a cabo actividades apropiadas. El desarrollo de estrategias para la conservación y uso sostenible de los bosques debe asegurar una distribución equitativa de los recursos que constituyen el medio de vida de las comunidades locales y proporcionan un aporte a las economías nacionales, y a la vez proteger la diversidad genética de las especies objetivo para el futuro. Esta fórmula tiene particular importancia en las regiones y países cuyas poblaciones rurales y urbanas dependen en gran medida de los bosques (CIFOR/IPGRI 1997).

El IPGRI ha llevado a cabo investigaciones en América del Sur desde el comienzo mismo de su programa de RGS lanzado en 1993. Desde entonces el trabajo ha progresado firmemente en la región, en su mayor parte en sinergia con la oficina regional del IPGRI en Cali, Colombia. Esta oficina tiene un alto nivel de capacidad de investigación de campo, que se concentra sobre todo en los efectos de las actividades antropogénicas sobre la diversidad genética silvícola.

El proyecto sobre RGS financiado por BMZ se concibió en respuesta a una demanda de estrategias apropiadas para la conservación y uso sostenible de los RGS en América del Sur, y el IPGRI planificó con sus socios una serie de actividades de investigación sobre ecosistemas silvícolas y las llevó a cabo en la región. Los objetivos del proyecto fueron generar conocimientos científicos y desarrollar procedimientos prácticos que pudieran ayudar a comprender mejor la ordenación sostenible de los bosques, asistir a los profesionales silvícolas en todos los niveles y mejorar el bienestar de las comunidades de usuarios (IPGRI 1998). Mejorando la comprensión del impacto de las actividades humanas en la diversidad genética y los procesos ecológicos de ecosistemas silvícolas seleccionados se pueden desarrollar directrices y herramientas que ayuden a los responsables de tomar decisiones y a los administradores silvícolas tanto a desarrollar políticas silvícolas como a ejecutarlas.

El proyecto de investigación se diseñó para promover métodos de programas nacionales en colaboración entre Brasil y Argentina, instituciones de investigación y universidades de Alemania y los centros del CGIAR. Se trabajó sobre la base de la colaboración ya existente entre estos países y las instituciones y se establecieron nuevas asociaciones, en especial con las comunidades locales. Se adoptó un método multidisciplinario.

La asociación consistió en formar un equipo interdisciplinario de investigación integrado por expertos en ciencias sociales, ecologistas, entomólogos y genetistas. El proyecto buscó la participación activa de grupos locales de usuarios silvícolas de Brasil y Argentina, cuyas poblaciones tanto rurales como urbanas dependen fuertemente de bosques en rápida disminución de los que obtienen una multitud de bienes y servicios. En el Recuadro 2 se da más información acerca del diseño del proyecto. En el Cuadro 1 se enumeran las instituciones y organizaciones que colaboraron de manera formal e informal y tomaron parte en este proyecto. En el Cuadro 2 (en pág. 111) se resume la lista de los principales científicos y sus áreas generales de investigación. La Figura 1 es la foto de algunos participantes del proyecto.

Recuadro 2. Principios fundamentales del diseño del proyecto sobre RGS financiado por BMZ

- Las partes interesadas nacionales e internacionales deberán adoptar métodos participativos, es decir que en el desarrollo, ejecución y resultados del proyecto se debe involucrar a las comunidades dependientes de los bosques
- Se debe adoptar una perspectiva multidisciplinaria que vincule la conservación y uso de los RGS en contextos socioeconómicos
- Para poder hacer comparaciones se deben seleccionar para el estudio ecosistemas diversos e incluso contrastantes (por ejemplo de simples a complejos; perturbados a menos perturbados a intactos)
- La investigación se debe llevar a cabo a nivel local, y deberá abocarse a los problemas de conservación y uso de relevancia mundial
- Se deberán buscar como especies objetivo aquellas que tengan historias de vida y estrategias de reproducción contrastantes, a fin de compararlas entre sí
- Los estudios deben organizarse para obtener conocimientos acerca de las pautas de variación genética y los procesos que pueden afectar la diversidad genética.
- Se deben desarrollar métodos y estrategias flexibles que puedan modificarse cuando sea necesario
- Se deben desarrollar herramientas y procedimientos prácticos sobre conservación y ordenación silvícola sostenible, teniendo como objetivo su más amplia aplicación

El proyecto se dividió en tres componentes temáticos: uno exploró los temas y políticas socioeconómicos, otro estudió la ecología de especies 'modelo' con características variables en ecosistemas silvícolas cercanos a colonias que presentan diferentes condiciones socioeconómicas, y el tercero exploró el aspecto genético de las especies seleccionadas. Mediante reuniones previas de planificación se acordaron los métodos de investigación (por ejemplo tamaño de las muestras, parámetros genéticos, estructura de los relevamientos socioeconómicos, etc.). Los socios clave del proyecto acordaron las hipótesis de investigación y las especies y ecosistemas objetivo, así como los componentes del proyecto que tenían la mayor prioridad. Puesto que la estructura del proyecto era particularmente compleja y



Figura 1. Participantes del proyecto en uno de los cuatro talleres regionales celebrado en junio de 2002 durante una misión de campo (Iraty, Estado de Paraná, Brasil; foto: B. Vinceti)

Cuadro 1. Organizaciones e instituciones colaboradoras que participaron en el proyecto de investigación financiado por BMZ.

Tipo de organización o institución	País	Nombres de las organizaciones e instituciones
ONG internacional		<ul style="list-style-type: none"> • Instituto internacional de Recursos Fitogenéticos (IPGRI), • Centro Internacional de Investigación Silvícola (CIFOR)
Institución nacional	Alemania	<ul style="list-style-type: none"> • Federal Research Centre for Forestry and Forest Products (BFH) • Institute for Forest Genetics and Forest Tree Breeding • Institute for World Forestry
	Brasil	<ul style="list-style-type: none"> • Universidade Federal do Paraná, Departamento de Silvicultura e Manejo • Instituto Ambiental do Paraná • Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luis de Queiroz, Departamento de Ciências Florestais • Centro Nacional de Recursos Genéticos e Biotecnologia (CENARGEN), Brasília • Universidade Federal de Uberlândia
	Argentina	<ul style="list-style-type: none"> • Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Unidad de Genética Forestal, INTA-EEA Bariloche, San Carlos de Bariloche • Grupo Forestal, INTA-EEA Montecarlo, Misiones • Administración Parque Nacional, Delegación Técnica Regional Patagonia. Parque Nacional Lanín • Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino-Patagónico (CIEFAP) • Universidad Nacional de Misiones. Facultad de Ciencias Forestales, El Dorado
ONG regional		<ul style="list-style-type: none"> • Conselho Nacional dos Seringueiros, Acre, Rio Branco, Brazil • Instituto de Projetos e Pesquisas Ecologicas (IPE), Brasil • Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra (MST), Brasil

comprendía diferentes tipos de pericias y métodos de investigación, se adoptó el método de planificación de proyectos ZOPP (Zielorientierte Projektplanung, en alemán, o Goal Oriented Project Planning [Planificación de Proyecto Orientada al Objetivo] – GOPP - como se la conoce en inglés; para mayor información ver en la red el sitio: <http://www.worldbank.org/sourcebook/sba102.htm>). La ZOPP produce una matriz de planificación – el marco lógico del proyecto – que resume y estructura los principales elementos de un proyecto y destaca los vínculos lógicos entre los aportes previstos, las actividades planificadas y los resultados que se esperan. Esta herramienta se adoptó durante la segunda reunión de planificación a fin de facilitar la selección de objetivos bien fundamentados, especies apropiadas, actividades que debían realizarse y técnicas de investigación utilizadas para alcanzar los objetivos del proyecto (GTZ 1988).

El primer componente del proyecto (el socioeconómico) comprendió temas de políticas y desarrollo de recursos humanos para la conservación, y en especial se concentró en los siguientes objetivos; (i) documentar la contribución de la producción de madera y de productos silvícolas no madereros en relación con los medios de vida domésticos y con otras fuentes de ingresos de la explotación agrícola y fuera de ella; (ii) identificar las especies arbóreas de importancia económica y documentar las pautas de intensidad y cambios de uso de las tierras, incluyendo en especial el aprovechamiento silvícola, apacentamiento de ganado, recolección de productos silvícolas no madereros y aprovechamiento del caucho; (iii) examinar las alteraciones en los medios de vida hogareños provocadas por

Cuadro 2. Marco del proyecto financiado por BMZ, incluidos los países o socios, los componentes del proyecto con el personal involucrado y su especialidad.

Países o socios	Investigación socioeconómica (antropología social, sociología, aspectos económicos)	Investigación ecológica (ecología, biología, ordenación de bosques-silvícola)	Investigación genética (conservación genética de la población, biología de reproducción)	Actividades de reforzamiento de la capacidad (capacitación, instrucción e información, reforzamiento institucional)
BRASIL Tropical/Atlántico Tropical/Amazónico Subtropical	D. Caron C. Udri O. Queda D. Blondi Batista C. Sonda	G. Flavio L. Gonzaga R. Seitz* A. Higa**	P.Y. Kageyama P.E. Oliveira** D. Grattapaglia R. Stephan* A. Higa**	Univ. São Paulo Univ. Fed. Ueberlândia** Museum Goldi, Belem Univ. Fed. Paraná
ARGENTINA Subtropical	L. Colcombet G. Huerta	R. Fernández J. Sanguinetti	G. Rodriguez L. Gallo	INTA-Bariloche INTA-Misiones
ALEMANIA	P. Elsasser*	H. Ellenberg* J. Heuveldop*	R. Stephan* A. Koenig* B. Ziegenhagen**	BFH
IPGRI	P. Eyzaguirre J. Engels	A.S. Ouédraogo L. Petri* B. Vinceti**	A.S. Ouédraogo T. Hodgkin L. Guarino	A.S. Ouédraogo R. Lastra
CIFOR	J. Poulsen	J. Poulsen / C. Sebogal		

* = socio que se retiró; ** = socio que adhirió posteriormente.

los recientes cambios sociales y económicos, y sus consecuencias en cuanto al uso de RGS; (iv) evaluar el impacto del uso de las tierras y las políticas silvícolas actuales en la ordenación de la producción de rollizos y de productos silvícolas no madereros y (v) proponer opciones que favorezcan un uso sostenible.

El segundo componente del proyecto (ecológico) examinó el estado de conservación de rodales de bosque y especies arbóreas seleccionadas e investigó la estructura demográfica de poblaciones seleccionadas de dichas especies. El trabajo tenía como fin determinar específicamente el efecto de las actividades humanas sobre los árboles seleccionados en cuanto a su ecología y biología de reproducción, fenología, conducta del polinizador conductor, dispersión de semillas, desarrollo del banco de semillas, depredación de semillas y brinzales y otras dinámicas de regeneración.

El tercer componente del proyecto (genético) analizó las pautas de variación genética de las especies arbóreas seleccionadas y examinó los efectos de actividades humanas como el aprovechamiento silvícola y la recolección sobre la diversidad y estructura genéticas de dichas especies, incluidas las que dan productos silvícolas no madereros. El proyecto incluía actividades que hacían hincapié en la transferencia de conocimientos entre equipos de investigación de diferentes países. También buscaba promover el intercambio de opiniones e informaciones entre los científicos, los responsables locales de políticas y los grupos de usuarios silvícolas, concentrándose en particular en las estrategias y métodos de conservación y uso de los RGS.

Las hipótesis de trabajo que debían verificarse eran;

1. Los tipos e intensidades de uso de los recursos silvícolas por parte de las comunidades locales dependerán de factores socioeconómicos tales como acceso a los mercados y disponibilidad de empleo alternativo (local o urbano).
2. El valor atribuido por las comunidades locales a los bosques, derivado de las condiciones económicas y los antecedentes culturales, determinará el grado en que el bosque sea ordenado de manera sostenible.
3. Unos mayores niveles de uso de los bosques afectarán tanto la magnitud como la distribución de la diversidad infraespecífica de las especies arbóreas.
4. El impacto del uso de los bosques en la diversidad genética de las especies arbóreas dependerá del tipo y de la intensidad de uso del bosque y de la ecología de las especies.
5. Es posible identificar relaciones ampliamente previsibles entre pautas de uso, ecología de las especies y cambios en la diversidad genética.
6. Un factor biológico clave que interviene en el impacto del uso en la diversidad genética de las especies es su ecología de reproducción, que incluye sistemas de cruzamiento y polinización e incorporación de brinzales.
7. Para generar opciones de ordenación sostenible en el futuro es importante contar con información sobre las cambiantes condiciones socioeconómicas y las relativas actividades humanas, y sus efectos sobre los recursos genéticos.

Para comprobar estas hipótesis se seleccionaron tres ecosistemas silvícolas y conglomerados de especies arbóreas principales (listados en el Cuadro 3, pág. 113):

- Los ecosistemas silvícolas de *Araucaria* spp. amenazados en Brasil meridional y en la Argentina nórdica y sudoeste (1% de bosque original restante)
- Ecosistemas silvícolas amenazados de Brasil sobre el Atlántico (7% de bosque original restante)
- Ecosistemas silvícolas tropicales sumamente diversos y relativamente intactos del Amazonas brasileño, en áreas con una activa industria de aserradero y operaciones de aprovechamiento silvícola recientemente establecidas.

Los principales resultados del proyecto se ilustran en el resto de la Parte 2 de este libro. Los Capítulos 6 y 7 se concentran en dos tipos de ecosistemas silvícolas de araucaria en Argentina y Brasil. El estudio de caso presentado en el Capítulo 6 examina el impacto de las pautas actuales de uso del bosque por parte de las comunidades indígenas locales en el estado de conservación de los RGS de *Araucaria araucana* dentro de un área protegida en el norte de Patagonia (Argentina) y en sus zonas inmediatamente vecinas. El Capítulo 7 muestra las conclusiones de la evaluación del estado de conservación de otra especie de

Cuadro 3. Ecosistemas silvícolas objetivo, ubicaciones y especies escogidas para la investigación multidisciplinaria financiada por BMZ.

Ecosistemas	Ubicaciones/sitios	Modelo/especies objetivo
Bosques de araucaria	Argentina nordoriental y sudoccidental y Brasil meridional	<i>Araucaria angustifolia</i> , <i>A. araucana</i> , <i>Podocarpus lambertii</i> , <i>Ocotea porosa</i> , <i>Cedrela fissilis</i> , <i>Ilex paraguariensis</i>
Bosque atlántico	Rio Doce, Brasil ~30 000 ha	<i>Maytenus</i> spp., <i>Dalbergia nigra</i> , <i>Croton</i> spp., <i>Euterpe oleracea</i> , <i>Cedrela fissilis</i> , <i>Hymenaea courbaril</i> , <i>Copaifera langsdorffii</i>
Bosque amazónico	Acre, Brasil ~1 000 000 ha	<i>Euterpe oleracea</i> , <i>Visnia</i> spp., <i>Hevea brasiliensis</i> , <i>Cedrela odorata</i> , <i>Hymenaea courbaril</i> , <i>Copaifera langsdorffii</i>

araucaria, *A. angustifolia*, en el Estado de Paraná, Brasil. La investigación efectuada en el subproyecto de *A. angustifolia* analizaba principalmente las repercusiones de diferentes marcos de políticas que reglamentaban el acceso y uso de los RGS en el estado de conservación de dicha especie. En el Capítulo 8 se comparan diferentes regímenes de aprovechamiento de productos silvícolas no madereros derivados de especies seleccionadas en el ecosistema silvícola del Amazonas, respecto de su influencia en los procesos genéticos. El Capítulo 9 presenta un caso extremo de degradación silvícola en la zona sudoriental del Estado de São Paulo (Brasil) causado por una rápida y fuerte fragmentación, y analiza las condiciones de los RGS de especies prioritarias dentro de fragmentos de diferente tamaño y con diferentes historiales de uso.

Por último, en los Capítulos 10 y 11 se ilustran dos ejemplos de aplicación de modelos a ecosistemas de bosques de *A. araucana*. El primero proporciona una visión a escala de paisaje de los procesos dinámicos que afectan a los RGS de araucaria, describiendo los vínculos y mecanismos de reacción entre (i) el estado de conservación de los RGS de araucaria dentro del área protegida; (ii) las dinámicas socioeconómicas de las comunidades indígenas locales que dependen parcialmente de los productos silvícolas no madereros y de los servicios silvícolas y (iii) diversas actividades productivas llevadas a cabo por las comunidades locales que afectan a los recursos genéticos de araucaria. En el Capítulo 11 se aplica un modelo para explicar y predecir las pautas de la estructura genética de araucaria en el espacio, sobre la base del análisis de las presiones de selección, y las pautas de flujo de genes y de distribución de la especie.

Referencias

- Alvarez-Buylla, E.R., R. García-Barros, C. Lara-Moreno and M. Martínez-Ramos. 1996. Demographic and genetic models in conservation biology: applications and perspectives for tropical rainforest tree species. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 27:387-421.
- Bawa, K.S. 1997. *In situ* conservation of tropical forests. Pp. 5-6, in Focus paper, IPGRI Forgen News, the International Plant Genetic Resources Institute (IPGRI), Rome, Italy.
- Bawa, K.S., Perry, D.R. and Beach, J.H. 1985. Reproductive biology of tropical lowland rainforest trees 1. Sexual systems and incompatibility mechanisms. *Am. J. Bot.* 72:331-345.
- BMZ. 1997. Tropical forest conservation and German development cooperation, Federal Ministry for Economic Cooperation and Development (BMZ). Bonn, Germany.
- CIFOR/IPGRI (Centre for International Forestry Research/International Plant Genetic Resources Institute). 1997. Impact of disturbance on genetic resources of tropical forests. Research Update No. 3. Bogor, Indonesia/ Rome, Italy.

- Convention on Biological Diversity. 2004. Expanded programme of work on forest biological diversity. Montreal, Canada.
- Cossalter, C., L. Thomson, P. Tompsett and T. Vercoe. 1993. Forest genetic resources – an agenda for action. Consultants' synthesis report to CIFOR, IPGRI and ICRAF on Forestry/ Agroforestry Genetic Resources. International Plant Genetic Resources Institute (IPGRI), Rome, Italy.
- Eriksson, G., G. Namkoong and J.H. Roberds. 1993. Dynamic gene conservation for uncertain futures. *For. Ecol. Manage.* 62:15-37.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1989. Plant Genetic Resources: Their conservation *in situ* for human use. FAO, Rome, Italy.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1993. The challenge of sustainable forest management – what future for the world's forests? FAO, Rome, Italy.
- Frankel, O.H. 1976. Natural variation and its conservation. Pp. 21-44 *in* Genetic Diversity in Plants (M.R. Askel and I. von Bostel, eds.). Plenum Press, New York, USA.
- GTZ (Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit). 1988. ZOPP (An introduction to the method). GTZ, Eschborn, Germany.
- IPGRI (International Plant Genetic Resources Institute). 1998. Conservation, management and sustainable use of forest genetic resources with reference to Brazil and Argentina. A restricted Research Agenda project proposal submitted to the Bundesministerium für Wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung by IPGRI, Rome, Italy.
- Janzen, D.H. 1971. The euglossine bees as long-distance pollinators of tropical plants. *Science* 171:203-5.
- Janzen, D.H. 1986. The future of tropical ecology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 17:305-324.
- Kageyama, P.Y. 1997. Parameters for *in situ* conservation in tropical forests of Brazil. International Plant Genetic Resources Institute (IPGRI) project progress report. IPGRI, Rome, Italy.
- Kemp, R.H. 1992. The conservation of genetic resources in managed tropical forests. *Unasylva* 43(169):34-40.
- Ledig, F.T. 1986. Conservation strategies for forest gene resources. *For. Ecol. Manage.* 14:77-90.
- McNeely, G.A. 1993. Lessons from the past: forests and biodiversity. Proceedings of the Global Forest Conference, February 1993, Bandung, Indonesia.
- Mittermeier, R.A., N. Myers, P.R. Gil and C.G. Mittermeier. 1999. Hotspots: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMEX and Conservation International, Japan.
- Namkoong, G. 1986. Genetics and the forests of the future. *Unasylva* 38(152):2-18.
- National Research Council, Board of Agriculture. 1991. Managing global genetic resources: forest trees. Forest Genetic Resources workgroup. National Academy Press, Washington DC, USA.
- Ouédraogo, A.S. 1997. Conservation, management and use of forest genetic resources. Proceedings of XX World Forestry Congress, 13-22 October 1997, Antalya, Turkey. 2:173-188
- Palmberg, C. 1999. Conservation and management of forest genetic resources. *J. Trop. For. Res.* 11(1):286-302.
- Palmberg-Lerche, C. 1997. Conservation and sustainable utilization of forest genetic resources. Presentation notes at COFO (Committee on Forestry) meeting. 10-13 March 1997, Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.
- Salati, E., W.A.N. Amaral and A. Santos. 1999. Investing in carbon storage: a review of Brazilian forest projects. Pp. 101-114 *in* Promoting Development while Limiting Greenhouse Emissions: Trends and Baselines (J. Goldemberg and W. Reid, eds.). United Nations Environment Programme (UNEP), New York, USA.
- Whitmore, T.C. and J.A. Sayer. 1992. Deforestation and species extinction in tropical moist forests. *In* Tropical Deforestation and Species Extinction. IUCN Conservation Programme (T.C. Whitmore and J.A. Sayer, eds.). The World Conservation Union (IUCN) and Chapman and Hall, London, UK.

Capítulo 6

Los recursos genéticos silvícolas de *Araucaria araucana* en Argentina

L. Gallo¹, F. Izquierdo¹, L.J. Sanguinetti², A. Pinna³, G. Siffredi¹, J. Ayesa¹, C. Lopez¹, A. Pelliza¹, N. Strizler⁴, M. Gonzales Peñalba², L. Maresca² y L. Chauchard².

¹ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria – Estación Experimental Agropecuaria (INTA-EEA), San Carlos de Bariloche, Argentina

² Parque Nacional Lanín, Neuquén, Argentina

³ Ricerca e Cooperazione, Roma, Italia

⁴ Universidad Nacional de La Pampa e INTA Anguil, Argentina

1. Introducción

En este capítulo se investigan las amenazas que sufren los recursos genéticos de *Araucaria araucana* examinados en el marco del proyecto financiado por el Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo de Alemania (BMZ) en un sitio de Argentina. Se examinaron los procesos genéticos de bosques de *A. araucana* que crecen en un gradiente ambiental y están afectados de diversas maneras por actividades humanas. Estos procesos fueron luego analizados en relación con los dinamismos biológicos y las condiciones socioeconómicas. Se sugieren maneras de incorporar los resultados de la investigación a la elaboración de directrices bien fundamentadas de ordenación de los recursos genéticos silvícolas (RGS) de *A. araucana*.

2. Descripción del estudio de caso

A. araucana (cuyo nombre común es araucaria o pehuén en idioma mapuche) es una conífera de copa de larga vida, con una gran copa típica en forma de sombrilla cuando está madura. Perteneció a la más antigua familia de plantas de semilla existente, las Araucariaceae (Tomlinson 2002) y se ha informado de especímenes de hasta 1300 años de edad (Montaldo 1974). Los árboles pueden alcanzar alturas de más de 50 m y un diámetro de 2,5 m (Veblen y Delmastro 1976). La especie es endémica en las regiones septentrionales de los bosques templados subantárticos de Chile y Argentina. La Figura 1 (al dorso) muestra su distribución regional en Argentina (Patagonia septentrional) y la ubicación de los sitios de estudio. La conservación de la araucaria es un tema de gran preocupación por su restringida distribución, lento crecimiento y escasa capacidad de regeneración, lo que la hace particularmente susceptible al impacto del hombre.

La especie también es importante por su alto valor económico y cultural para el pueblo mapuche, antiguos habitantes de Chile y Argentina meridionales (Recuadro 1 en pág. 117). Las principales actividades en las que se basa la economía de las tribus mapuches son el apacentamiento de ganado, el aprovechamiento de leña y la recolección de semillas de araucaria. La semilla de araucaria (el piñón) es un recurso importante para las comunidades mapuches que la usan para su consumo y para alimentar el ganado, destinando el excedente a la venta en los mercados. Las comunidades mapuches practican la trashumancia o pastoreo estacional, que implica el traslado de las personas junto con los animales apacentados. Durante la mayor parte del año el pueblo vive en la estepa, un medio ambiente seco formado principalmente por montecillos de hierbas y

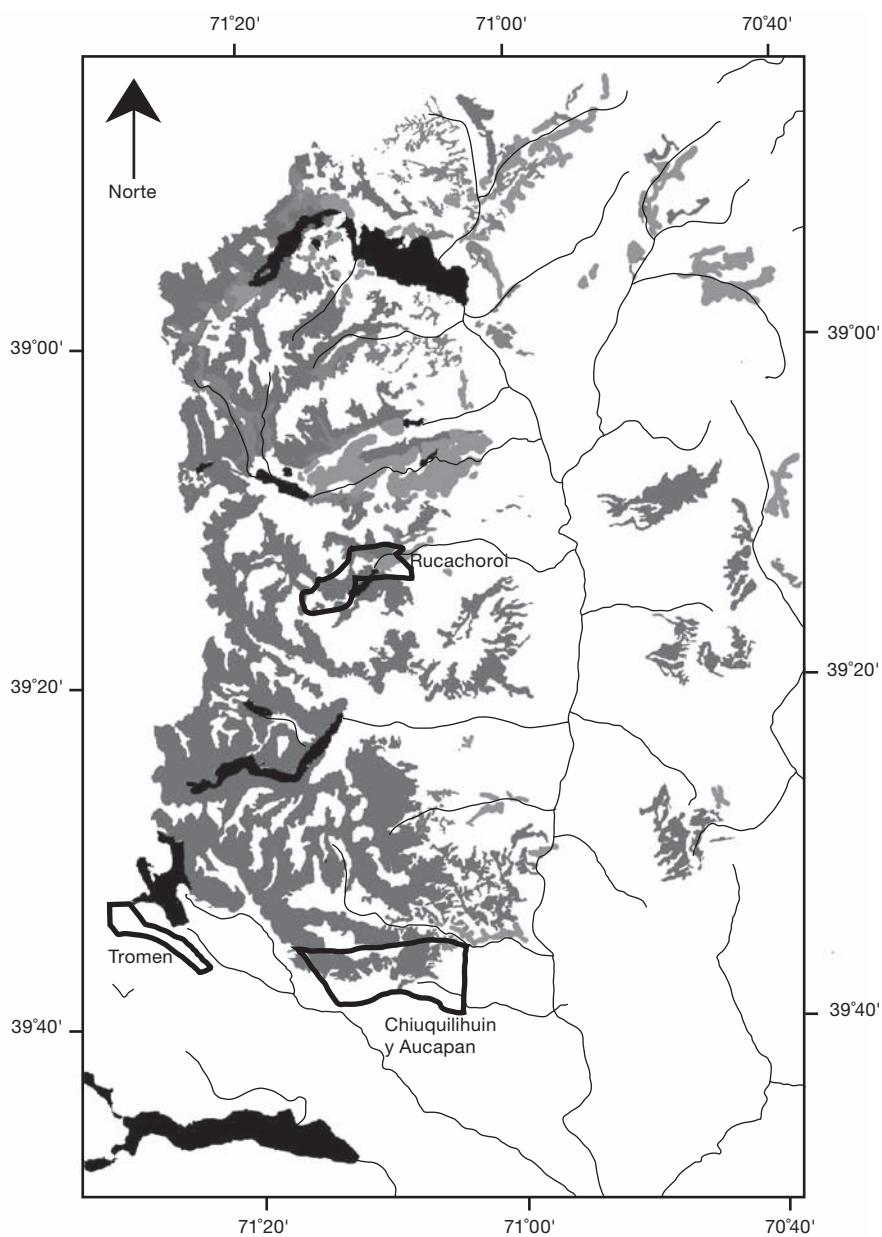


Figura 1. Mapa del área de difusión de *A. araucana* en Argentina (en gris) y ubicación de los cuatro sitios de estudio (Chiuquilihuin, Aucapan, Tromen y Rucachoroi). Fuente: Laboratorio de Teledetección – INTA Bariloche, Argentina.

Recuadro 1. La araucaria y la gente en Argentina

La araucaria o pehuén tiene significación tanto religiosa como económica para las 60 000 personas del pueblo mapuche (*mapu* = tierra, *che* = gente) que viven en las montañas meridionales de los Andes, y ha dado su nombre a una de las tribus mapuches, los Pehuenches. Los medios de vida de los indígenas derivan de la cría de ganado, la agricultura, la producción de artesanías de madera tallada y de tejidos sumados a otros tipos de ingresos no agrícolas como subsidios del gobierno, salarios y pensiones. De los bosques de pehuén la gente obtiene leña, materiales de construcción para sus hogares y para el abrigo del ganado, resinas medicinales y piñones para la alimentación. El consumo de piñones varía en cada hogar, empleado como alimento, pienso para el ganado o vendido como excedente. En algunas comunidades mapuche las semillas de pehuén representan del 10% al 15% de la dieta durante el período de recolección (febrero-mayo) y durante el largo invierno (junio-setiembre) cuando son la fuente principal de hidratos de carbono. Cada año se recogen toneladas de semillas como alimento, y en el pasado se exportaba una parte. Sin embargo en el año 2002 la araucaria fue incluida en el Apéndice 1 del Convenio Internacional de Comercio de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) y se prohibió la comercialización internacional de semillas provenientes de Argentina y Chile. Dentro del Parque Nacional Lanín en Argentina la población indígena está autorizada a utilizar la madera caída como leña y para tallas, y a recoger hasta 300 kg de semillas anuales por familia. Para algunas familias, en especial en Chile, la venta de semillas de araucaria en los mercados local y nacional representa un importante ingreso anual.

arbustos donde hay rodales aislados de araucaria, pero algunas familias se trasladan con su ganado a los campos de pastoreo de verano en lo alto de las montañas, en o cerca de los bosques mixtos de araucaria y *Nothofagus* spp. Mientras la población permanece en dichos lugares tiene lugar el apacentamiento junto con la recolección de leña y de semillas, lo que se conoce localmente como “veranada”.

2.1 Amenazas

En Argentina queda alrededor del 60% de los bosques de araucaria tras la deforestación (Veblen et al. 1999; Rechene 2000) que siguen siendo degradados por los incendios, el aprovechamiento silvícola y el sobrepastoreo. El signo más evidente de degradación de los bosques de araucaria en la actualidad es la falta de regeneración natural que, en condiciones normales, sigue una pauta de “cadencia”, con años de gran producción de semillas seguidos por otros menos productivos. También los animales silvestres y el ganado ejercen gran presión en los rodales de araucaria consumiendo semillas en el otoño y brinzales en la primavera, además de pisotear los brinzales cuando pastan. Los mamíferos no nativos como el ciervo rojo (*Cervus elaphus*), el jabalí (*Sus scrofa*), la liebre europea (*Lepus europaeus*), el conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*) y la rata de Noruega (*Rattus norvegicus*) han invadido los bosques donde no hay ganado, con graves consecuencias en detrimento de los ecosistemas silvícolas nativos (Funes 1996; Flueck et al. 1999). En estos bosques que experimentan un uso intensivo por parte de la gente que recoge semillas y pastorea su ganado, los árboles de araucaria muestran también una baja regeneración, y la que tiene lugar es principalmente asexual pues los arbolillos brotan de las raíces (Figura 2, pág. 119). En los bosques de araucaria fuertemente utilizados de Argentina y Chile, árboles que tienen incluso más de 80 años pueden ver interrumpido su desarrollo (Veblen 1982; Rechene 2000).

3. Objetivos del proyecto

En el marco de este proyecto ejecutado conjuntamente por el Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos (IPGRI) y BMZ se examinaron la utilización y ordenación de los recursos genéticos de araucaria y los efectos que las actividades humanas y el medio ambiente tienen sobre la diversidad genética de la especie. Para documentar las pautas de uso corriente de los RGS de araucaria se efectuaron estudios socioeconómicos en dos comunidades mapuches de Argentina. Se investigó la diversidad genética de la serie de especies naturales de araucaria de Argentina y también a nivel local en la porción meridional de su zona de difusión en los territorios de dos comunidades indígenas vecinas al Parque Nacional Lanín (Figuras 1 y 8), así como en dos rodales silvícolas, Rucachoroi y Tromen, este último solo parcialmente ubicado dentro del Parque Nacional Lanín. Se emprendieron estudios de productividad de semillas y depredación que sirvieran de base para interpretar posteriormente las pautas de regeneración observadas. Los resultados de la investigación se tradujeron en recomendaciones prácticas para la ordenación de los recursos naturales en las áreas estudiadas, incluida la conservación de los RGS de araucaria.

3.1 Los sitios de estudio

Nuestro proyecto se concentró sobre todo en las comunidades mapuches de Chiuquilihuin, donde el uso de los bosques de araucaria era moderado, y Aucapan (Figura 3) en donde era intenso. Estas comunidades se encuentran en la provincia de Neuquén, Argentina, en la Patagonia andina, aproximadamente entre los 39° 35' 30" S, 71° 13' 30" O y 39° 39' 30" S, 71° 0' 0" O, e incluyen rodales de araucaria ubicados en la parte más meridional del área natural de difusión de *A. araucana* en la Argentina.

Estas comunidades están rodeadas por el Parque Nacional Lanín al norte y oeste y por haciendas privadas al sur y al este (ver Figura 8 en pág. 130). La topografía se caracteriza por colinas y montañas que van de 750 a 2000 m sobre el nivel del mar (m snm), con un promedio anual de precipitaciones de 1800 a 2000 mm del oeste al este.

Se estudió una tercera área (Tromen) comprendida parcialmente en los límites del Parque Nacional Lanín y definida en parte como reserva forestal bajo un régimen de ordenación diferente. Se adoptó como control la parte de Tromen ubicada dentro del parque nacional porque está menos afectada por el uso humano. Por último el estudio incluye también rodales de araucaria de un cuarto sitio con precipitaciones más elevadas ubicado en la cuenca del Rucachoroi al norte de las comunidades de Chiuquilihuin y Aucapan (39°14'0" S, 71°10'0" O), donde se registran signos de uso intenso de los bosques de araucaria. Allí las precipitaciones anuales promedio van de 2200 a 1800 mm de oeste a este, con altitudes que varían de 1350 a 2300 m snm. Todas las cuencas estudiadas tienen una orientación prevalente de oeste a este.

En los territorios de ambas comunidades era característica la asociación de bosques de araucaria y especies de *Nothofagus*. En el Recuadro 2 (pág. 120) se explican las principales características de los bosques andinos y de las asociaciones de especies arbóreas que se encontraron en los sitios de estudio (ver también la Sección 4.1 de este capítulo).

Tras la colonización europea se talaron grandes zonas, provocando una drástica reducción del ámbito de difusión de los bosques de araucaria. En Argentina el establecimiento de la Administración del Parque Nacional en 1937 representó el primer paso dado en favor de la conservación de los bosques nativos.

3.2 Aspectos demográficos y socioeconómicos de las comunidades mapuches

Las comunidades mapuches utilizan los bosques para recoger semillas y leña y para pastorear sus animales domésticos con diverso grado de intensidad. Los bosques se degradan por el sobrepastoreo, en especial en las estepas más orientales que ocupan el extremo más seco del gradiente de precipitaciones pluviales cubierto por rodales de araucaria.

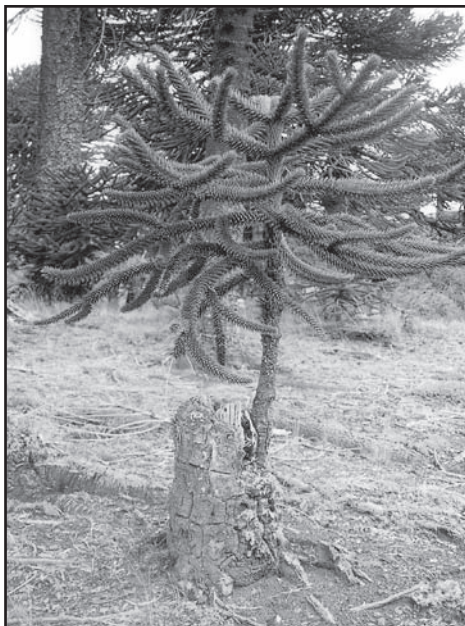


Figura 2. Regeneración asexual de *Araucaria araucana*, brotando de un tocón (foto: B. Vinceti).



Figura 3. Miembro de la comunidad mapuche de Aucapan conduciendo ovejas a la pradera (foto: A. Pinna).

Recuadro 2. El bosque andino patagónico

Los bosques andinos de la Patagonia se extienden entre los 35° y los 55° S a ambos lados de la cordillera de los Andes. Se definen como 'bosques templados' por su ubicación y porque las principales especies leñosas que los componen toleran las bajas temperaturas del invierno. Hacia el este bordean la estepa patagónica, al sur limitan con el Océano Atlántico, al oeste con el Pacífico y al norte con el desierto de Atacama. Por ende forman un bioma silvícola relativamente aislado y una isla biogeográfica en la parte meridional de América del Sur (Armesto et al. 1995).

Dominan el bosque andino patagónico especies latifolias asociadas con algunas coníferas como *Araucaria araucana*, *Fitzroya cupressoides* y *Austrocedrus chilensis*, y se caracterizan por tener una mayor diversidad de especies y un más elevado endemismo de las mismas que los bosques de zonas climáticas equivalentes del hemisferio septentrional, lo que indica un origen diferente de la flora meridional (llamada Gondwana; Arroyo et al. 1995). De las especies latifolias diez pertenecen al género *Nothofagus* y estas especies constituyen el componente más importante del bosque andino patagónico. Se las encuentra en una vasta serie de hábitats, lo que denota gran plasticidad fenotípica y diferenciación genética en toda el área natural de difusión (Donoso 1987). *A. araucana* se encuentra mezclada con esa y otras especies a lo largo del gradiente de altura. Las tres asociaciones más frecuentes son:

(i) *A. araucana* y *Nothofagus pumilio* (llamada 'lenga' en lengua mapuche). Esta asociación se presenta por lo general en las zonas occidentales y más húmedas del área de araucaria, a mayores alturas (1100-1800 m snm) y en las laderas que dan al sur. Este tipo de bosques han sido aprovechados comercialmente.

(ii) *A. araucana* y *Nothofagus antarctica* de forma arbustiva (llamado 'ñire' en lengua mapuche). Esta asociación se encuentra en los valles que corren de este a oeste cerca del límite superior del bosque. La canopia de araucaria emerge de una capa arbustiva procumbente de ñire. Por lo general este tipo de bosque es una importante fuente de leña para las comunidades mapuches, y resulta afectado por el pastoreo y por incendios naturales o provocados por el hombre.

(iii) Se encuentran rodales puros de *A. araucana* cerca del límite superior de los bosques en suelos más pobres pero también a menores alturas en el ambiente de la estepa. Los bosquecillos aislados de araucaria en la estepa están fuertemente perturbados. La vegetación de esta ecoregión de estepa es xerofítica y muy adaptada para protegerse de la sequía, los vientos y los herbívoros. Los tipos más comunes de vegetación de la ecoregión son arbustos enanos y almohadillados. Existen tres tipos principales de comunidades vegetales: de semidesierto (un 45%), estepa-arbustiva (30%) y estepa herbácea (20%). También hay áreas desérticas con poca o ninguna cubierta vegetal así como áreas de praderas húmedas cuya cubierta es de alrededor del 100%.

Los bosques andinos de la Patagonia han sido intensamente aprovechados en el pasado, en especial en Chile.

Las comunidades de Chiuquihuín y Aucapan tienen derechos jurídicos oficiales sobre los bosques y las tierras vecinas. Los hogares se distribuyen en los territorios de la comunidad pero la mayoría se concentra en la estepa más seca. Las zonas de pastoreo no están demarcadas claramente. Las comunidades tienen sus propios estatutos y cuerpos representativos como las Comisiones Directivas que son elegidas por votación secreta cada dos años. Las comisiones son presididas por un 'cacique' o 'lonko' que a menudo es un conductor espiritual de la comunidad. En las reuniones comunitarias se deciden temas importantes.

Las dos comunidades examinadas, Aucapan y Chiuquihuín mostraron diferentes niveles de compromiso en el proyecto. Algunas experiencias previas negativas de

colaboración en proyectos de investigación hicieron difícil y lento el proceso de elaboración de confianza, especialmente con la comunidad de Aucapan, donde los datos que pudieron recogerse al fin fueron mucho menos completos.

No obstante estos problemas, los estudios socioeconómicos se realizaron con un método participativo. Los conocimientos y experiencia del pueblo indígena pronto se revelaron cruciales para la reconstrucción de las prácticas del pasado y para identificar opciones de uso de la tierra. El estudio de las comunidades indígenas incluyó: (i) análisis demográficos; (ii) actualización de mapas de uso de las tierras y (iii) documentación y análisis de las actividades económicas.

Análisis demográficos

Se llevaron a cabo estudios demográficos de ambas comunidades (Cuadro 1). Se definió como grupo familiar a las personas que viven en un mismo hogar y comparten los gastos. En Chiuquilihuin el estudio comenzó con una lista de familias proporcionada por el programa de ayuda alimentaria de la provincia de Neuquén. Esta información se verificó con los miembros de las Comisiones Directivas y otros miembros de la comunidad, y también se consultaron fuentes oficiales. Para la comunidad de Aucapan la institución gubernamental Artesanías Neuquinas, que capacita a las comunidades indígenas de la provincia de Neuquén para comercializar sus artesanías y les brinda otros servicios, proporcionó de manera informal datos menos detallados. Se obtuvieron otros datos de Aucapan a partir de un censo parcial efectuado en marzo del año 2000 por una organización no gubernamental (ONG) local, Cruzada Patagónica.

Se analizó la distribución por sexos de ambas comunidades. En el proyecto BMZ los datos provenientes de fuentes oficiales no fueron verificados con los miembros de la comunidad, pero se llevó a cabo un nuevo censo en enero de 2002 a fin de calibrar las tendencias de crecimiento. Estos datos, aunque limitados, revelan un crecimiento sustancial en los últimos 15 años.

Actualización del mapa de uso de las tierras

Se actualizaron los mapas de uso de las tierras de ambas comunidades para ubicar los hogares en las tierras controladas por cada comunidad. La información suministrada por la gente del lugar y la obtenida de mapas satelitales recientes nos permitió crear mapas

Cuadro 1. Comparación de los datos demográficos de Chiuquilihuin y Aucapan, Argentina.

	Chiuquilihuin			Aucapan		
	Fuente 1 (1987/88)	Fuente 2 (1988)	Fuente 3 (Ene. 2002)	Fuente 1 (1987/88)	Fuente 2 (1988)	Fuente 3 (Ene. 2002)
Grupos familiares	37	55	68	80	120/100	183
Habitantes	212	330	306	554	720/600	700 (aprox.)
Hombres	52,9%			53,3%		
Mujeres	47,1%			46,7%		

Se usaron tres fuentes para obtener los datos del censo. En Chiuquilihuin, Fuente 1 = Censo del Ministerio de Bienestar Social 1987/1988, Fuente 2 = Censo Agropecuario Nacional 1988, Fuente 3 = Censo de campo, enero de 2002. En Aucapan, Fuente 1 = Censo del Ministerio de Bienestar Social 1987/1988, Fuente 2 = Censo Agropecuario Nacional 1988 (en diferentes publicaciones del Censo Agropecuario Nacional figuran dos datos censales distintos), Fuente 3 = datos de la ONG local Cruzada Patagónica relativas a 15 familias solamente pero que se consideran representativas de la composición de toda la comunidad. Estos datos de Aucapan se integraron con los provistos de manera informal por Artesanías Neuquinas.

actualizados corroborados por sistemas de información geográfica (GIS, sigla en inglés) enviados a las Comisiones Directivas de cada comunidad. En Chiuquilihuin los hogares se concentraban sobre todo a lo largo del río Chiuquilihuin en una zona geográfica limitada, mientras que los hogares de Aucapan estaban distribuidos de manera más uniforme en todo el territorio de la comunidad (Figura 4, pág. opuesta). Se evaluó la amplitud y grado de fragmentación de los rodales de bosques de araucaria dentro de los territorios comunitarios.

Documentación y análisis de las actividades económicas

El estudio socioeconómico de Chiuquilihuin nos permitió identificar diferentes categorías de agricultores sobre la base de la estructura de sus ingresos (Figura 5, pág. opuesta). Incluyendo niños y ancianos el estudio reveló que alrededor del 40% de los miembros de esta comunidad (que representan alrededor del 90% de todos los hogares) recibe ingresos de fuera de la explotación agrícola. Si bien hombres y mujeres tienen iguales oportunidades de obtener subsidios, los hombres se ven favorecidos al buscar empleo, por lo general como pastores de las granjas particulares de las zonas vecinas.

Las autoridades silvícolas provinciales dan también subsidios a los agricultores para que planten árboles en sus tierras, y en el año 2002 el gobierno de la provincia de Neuquén otorgó un subsidio de 0,27 \$EE.UU. por animal y por año para promover el pastoreo en las zonas rurales.

En ambas comunidades mapuches el sobrepastoreo del ganado es una causa principal de la erosión del suelo y un factor que impide la regeneración de los árboles. Por lo tanto se emprendió un estudio del ganado a fin de determinar la cantidad de animales de propiedad de la comunidad y la distribución de la propiedad de los animales entre los miembros de la comunidad. Para compaginar estos datos se emplearon diferentes fuentes como se muestra en el Cuadro 2 (en pág. 124). Comparamos nuestras observaciones de campo de febrero de 2002 con censos previos y esto nos llevó a concluir que dichos censos estaban seriamente subestimados.

Esta información nos permitió evaluar la presión general del pastoreo de animales tanto en las praderas como en la zona de bosque herbáceo de ambos territorios comunitarios (ver la Sección 4.4 de este capítulo). Con arreglo al tamaño de sus rebaños, los agricultores de Chiuquilihuin pudieron ser divididos en cuatro grupos de propietarios de ganado como muestra la Figura 6 (pág. 124). La mayoría de los miembros de la comunidad poseía unos pocos animales. Los agricultores de gran escala poseían con más probabilidad vacas, mientras que los agricultores de mediana y pequeña escala tenían más probablemente ovejas y cabras.

Para llevar a cabo el estudio socioeconómico empleamos un método participativo, como analizamos más adelante en el Capítulo 12. No obstante los problemas relativos a lo que resultó un laborioso y lento proceso de construcción de confianza entre los investigadores y las comunidades locales, nos fue posible recoger gran cantidad de información acerca del uso de los recursos silvícolas, la ordenación del ganado y otras actividades económicas de los indígenas. Estos datos resultaron de crucial importancia para abocarnos a algunos de los temas prácticos expuestos por las comunidades mapuches que participaron en el subproyecto BMZ (ver la Sección 6 de este capítulo).

4. Descripción de los rodales de bosques de araucaria examinados

4.1 Tipos, distribución y dinamismo de los bosques

Los rodales de bosque que estudiamos cerca de Tromen y Rucachoroi están ubicados ambos dentro del Parque Nacional Lanín, pero difieren entre sí por su composición, densidad, estructura e intensidad de uso por parte de la gente (Cuadros 3 y 4, pág. 125), siendo el sitio de Rucachoroi el que muestra más signos de actividad humana. En la Figura 1 aparece la ubicación de los rodales de bosque examinados. Los cálculos de la



Figura 4. Un típico hogar mapuche de la comunidad de Aucapan (foto: L. Gallo).

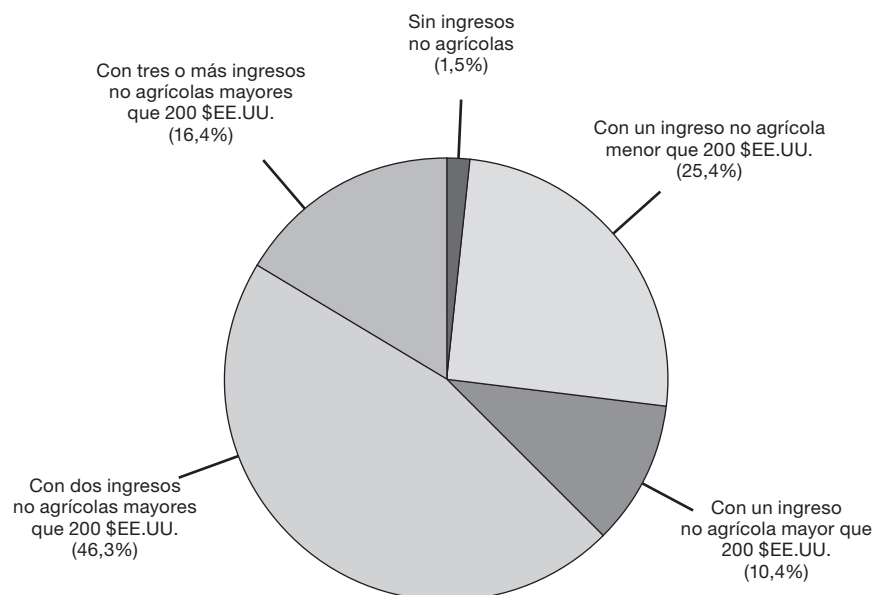


Figura 5. Composición y monto del ingreso no agrícola para diferentes categorías de familias identificadas en Chiuquihuín.

Cuadro 2. Comparación del ganado en Chiuquilihuin y Aucapan a partir de tres fuentes.

Chiuquilihuin										
Departamento de Agricultura (Sept. 2001)				Registros de vacunación (Nov. 2001)			Comunidad de Chiuquilihuin (Feb. 2002)			
Ovejas	Cabras	Ganado mayor	Caballos	Ovejas	Cabras	Ganado mayor	Ovejas	Cabras	Ganado mayor	Caballos
654	721	312	62	592	409	100	774	873	450	148
37,4%	41,2%	17,8%	3,5%	53,8%	37,1%	9,1%	34,5%	38,9%	20%	6,6%

Aucapan				
Departamento de Agricultura (Sept. 2001)				
Ovejas	Cabras	Ganado mayor	Caballos	
1 467	853	175	150	
55,5%	32,2%	6,6%	5,7%	

Fuentes: Departamento de Agricultura de la Provincia de Neuquén (Sept. 2001), Servicio veterinario de la Provincia de Neuquén (Nov. 2001), y la Comisión Directiva y diversos agricultores de Chiuquilihuin (Feb. 2002). Para Aucapan solo se dispuso de datos del Departamento de Agricultura (Septiembre de 2001).

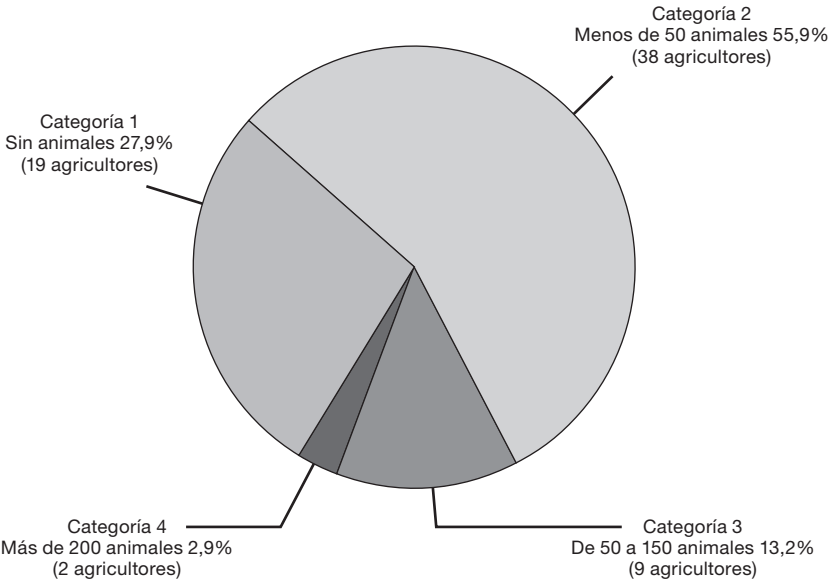


Figura 6. Propietarios de ganado de la comunidad de Chiuquilihuin en 2002. Ningún agricultor tenía entre 151 y 199 animales.

Cuadro 3. Características generales de los rodales examinados en el Parque Nacional Lanín.

Clase de dap (cm)	Tromen abierto		Tromen denso		Rucachoroi abierto		Rucachoroi denso	
	Arboles/ha	AB (m²/ha)	Arboles/ha	AB (m²/ha)	Arboles/ha	AB (m²/ha)	Arboles/ha	AB (m²/ha)
10	16,2	0,2	82,1	1,3	21,0	0,4	82,0	1,3
20	21,5	1,0	23,8	1,2	16,6	0,8	24,0	1,1
30	30,0	2,8	23,8	2,4	10,0	0,8	22,0	2,0
40	24,2	3,9	19,5	3,2	9,1	1,4	8,0	1,4
50	5,4	1,4	23,8	5,7	5,8	1,4	16,0	3,8
60	5,4	1,7	13,0	4,4	8,3	2,6	16,0	5,1
70	0,0	0,0	10,8	4,4	4,2	1,7	16,0	7,2
80	8,0	4,4	13,0	7,7	4,2	2,3	2,0	1,1
90	0,0	0,0	4,3	2,1	0,8	0,6	4,0	2,8
100	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,7	2,0	1,8
110	0,0	0,0	4,3	3,5	1,7	1,7	6,0	6,2
120	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
130	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	1,2	2,0	3,0
140	2,7	4,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Total	113,4	19,8	218,4	35,9	83,3	15,6	200	36,8

dap = diámetro a la altura del pecho, AB = área basimétrica expresada en m²/ha.

Cuadro 4. Características generales de los rodales examinados en el Parque Nacional Lanín. Los errores estándar figuran entre paréntesis.

Tipo de bosque	Ubicación	Asociación de especies	Número promedio de árboles/ha (dap >10cm)	Proporción de sexos (%)			Arboles semilleros/ha
				M	F	ND	
Rucachoroi							
Bosque abierto oriental	39°14'0"S 71°10'0"O	Aa pura	83 (13) n = 25	42	26	32	22 (3)
Bosque abierto occidental	39°14'0"S 71°15'0"O	Aa y Np	50 (21) n = 5	43	30	27	15 (6)
Bosque denso oriental	39°14'06"S 71°10'41"O	Aa y Na	200 (36) n = 22	29	24	47	48 (9)
Bosque denso occidental	39°15'01"S 71°12'58"O	Aa pura	253 (69) n = 10	36	13	51	33 (9)
Tromen							
Bosque abierto oriental	39°36'54"S 71°20'28"O	Aa y Na o Np	113 (23) n = 10	24	31	43	35 (7)
Bosque denso occidental	39°34'59"S 71°27'41"O	Aa y Np	216 (41) n = 17	18	24	58	52 (10)

n = número de sitios muestreados, Aa = rodal denso de araucaria, Np = araucaria + *Nothofagus pumilio*, Na = araucaria + *Nothofagus antarctica*. M = masculino, F = femenino, ND = no determinado.

densidad de los árboles y el área basimétrica nos sirvieron para identificar las condiciones estructurales y los estadios de desarrollo de diferentes rodales dentro de los bosques de Tromen y Rucachoroi (Cuadro 3).

En Tromen existe una significativa diferencia entre los rodales occidentales y los orientales. Los rodales occidentales se hallaban en un estadio de desarrollo más avanzado, mientras que los orientales mostraban una pauta bimodal, lo que indica probables perturbaciones a causa de incendios o actividades humanas en los últimos 200 años. El nivel de regeneración de ambos rodales era sustancialmente diferente. En los rodales occidentales se encontraron más de 24 000 brinzales/ha, mientras que en los orientales había menos de 1700 brinzales/ha.

Para tener en cuenta la más amplia gama de tipos de bosques de Rucachoroi dividimos los rodales de bosque en cuatro tipos con arreglo a su ubicación, composición y estructura (Cuadro 4): rodales densos de araucaria (Aa) en el este; Aa en el oeste, rodales abiertos mixtos de araucaria + *Nothofagus pumilio* (Np), y araucaria + *Nothofagus antarctica* (Na). El nivel de regeneración de los cuatro tipos de rodales de Rucachoroi era bajo (<1700 brinzales/ha), muy probablemente a causa de sobrepastoreo histórico de ganado (Rechene 2000). En los rodales densos se encontraron mayores proporciones (24-57%) de árboles con copas en forma de sombrilla. Por el contrario en los rodales abiertos había una mayor proporción de árboles con copas de forma cónica (47-82%), típicas de los árboles que han crecido sin ejemplares competidores cercanos.

4.2 Pautas de producción de semillas

En el año 2000 se estudió la producción de semillas de araucaria en los distintos ambientes del Parque Nacional Lanín. Se escogieron seis rodales sobre la base de la estructura del bosque y su posición en el gradiente de precipitaciones. Los rodales se eligieron utilizando un diseño de muestreo estratificado basado en el trabajo realizado por Burns (1991) y en fotografías aéreas (escala 1:28 000). Los rodales se caracterizaron respecto de su densidad arbórea general, densidad de árboles semilleros, tamaño del árbol (silueta, altura y dap) e información del sexo, empleando métodos de parcela (método de cuartos unidos en el centro) aplicados a transectos lineales de diferente orientación geográfica (Mateucci y Colma 1982; Sutherland 1996). Los puntos de muestreo se ubicaron a cada 40 m en el bosque denso y a 60 m en el bosque abierto.

La evaluación de la producción de semillas durante los años 2000, 2001 y 2002 se realizó observando con binoculares y contando las piñas de los árboles semilleros muestreados de manera aleatoria en clases definidas por tamaño. La producción bruta de semillas de araucaria en las cuencas del Tromen y el Rucachoroi (partes occidentales y orientales) se estimaron suponiendo una producción similar entre los sitios muestreados y los sitios aparentemente idénticos no muestreados. En Rucachoroi comparamos las evaluaciones de producción de semillas con los datos oficiales de extracción de semillas por hectárea, y llegamos a la conclusión de que cuando la producción de semillas es alta también aumenta la recolección de semillas por parte de la población local. La cosecha de semillas es más fácil en los años productivos porque la gente demora menos en encontrar lugares adecuados para la recolección. Por lo tanto para evaluar la periodicidad histórica de una gran producción de semillas empleamos los datos de recolección por parte de la gente entre 1987 y 2000 en Rucachoroi y en muchos otros sitios de la provincia de Neuquén a unos 150 km al noreste de allí. Durante tres años se siguió la producción total de semillas en los seis rodales muestreados (Cuadro 5).

Por lo general los bosques densos de araucaria del Parque Nacional Lanín eran más productivos que los abiertos, con excepción de los bosques densos y abiertos de los rodales occidentales de Tromen, donde la pauta se invertía (Cuadro 5). En el rodal muy denso de Tromen (ver Cuadro 4) la competencia entre los árboles semilleros crecidos uno junto a otro con típicas copas más pequeñas en forma de sombrilla, provocó una menor productividad de semillas por hectárea.

La producción de piñas de araucaria por árbol semillero varía mucho de un año a otro. Nosotros calculamos que los bosques de la zona examinada producían buenas cantidades de semillas cada tres años aproximadamente. Después de un año de mucha producción

Cuadro 5. Serie de promedios de la producción de semillas en rodales examinados en el Parque Nacional Lanín durante tres años (2000–2002).

Rodales (árboles/ha, con dap >10 cm)	Productividad de semillas (kg/ha)	Area de bosque (ha aprox.)	Producción anual total de semillas (toneladas)
Rucachoroi			
Bosque oriental abierto (<90)	100–200	500	50–100
Bosque oriental denso(>200)	200–300	250	50–80
Bosque occidental abierto (<90)	50–140	200	10–30
Bosque occidental denso (>200)	100–160	300	30–45
Tromen			
Bosque oriental abierto (<90)	200–300	50	10–20
Bosque occidental denso (>200)	50–300	10	0,5–4

el árbol semillero necesita por lo menos dos años para recuperarse, durante los cuales la producción de semillas disminuye. En las ubicaciones orientales más secas, la producción de semillas tiene menos fluctuaciones anuales según las precipitaciones, mientras que en las ubicaciones occidentales más húmedas la producción de semillas cae fuertemente en los años de muchas precipitaciones. Esto puede deberse a la limitada dispersión de polen por el viento durante los años de fuertes lluvias, que reduce la producción de semillas en especial en los bosques de las áreas más húmedas ubicadas en los sitios occidentales (Donoso 1998; Sanguinetti et al. 2000). Esta información sugiere que el estado del tiempo influye decididamente en la producción de semillas de araucaria en los sitios examinados y en toda el área de difusión de la araucaria en general.

4.3 Amenazas a los bosques de araucaria provocadas por la depredación de semillas

El pueblo mapuche recoge semillas para su consumo, para alimentar el ganado y ocasionalmente para venderlas a los comerciantes, pero la mayor presión sobre la regeneración de la araucaria proviene de la depredación de semillas por parte del ganado y los animales silvestres en el otoño, el ramoneo de los brinzales por estos mismos animales en la primavera y por el pisoteo de brinzales y latizales durante ambas estaciones.

Investigamos la proporción de semillas de araucaria en la dieta de los herbívoros empleando análisis microhistológicos de muestras de heces preparadas y analizadas con el procedimiento de Holechek y Gross (1982). Se recogieron muestras fecales de caballos, vacas, ovejas, cabras, ciervos y jabalíes en las tierras de pastoreo invernal (invernadas) y en las de verano (veranadas) en bosques continuos y fragmentados ubicados en los territorios de las comunidades de Aucapan y Chiuquihuín y en Rucachoroi y Tromen en la primavera tardía (diciembre) de 2000 y en otoño (abril) de 2001. Encierros cercados y trampas colocadas en los bosques de Rucachoroi y Tromen nos permitieron seguir los efectos del pastoreo y el consumo de semillas tanto del ganado como de las especies silvestres, incluidas aves y roedores.

No obstante la alta digestibilidad de las semillas de araucaria detectamos residuos tisulares de semillas en la mayor parte de las heces de mamíferos herbívoros domesticados y silvestres exóticos examinadas. La dieta de cada herbívoro variaba con arreglo a los hábitos de pastoreo de las diversas especies y del área examinada (Figura 7). Las semillas de araucaria forman una parte sustancial de la dieta de dos herbívoros silvestres exóticos (ciervo rojo y jabalí) y de los bovinos.

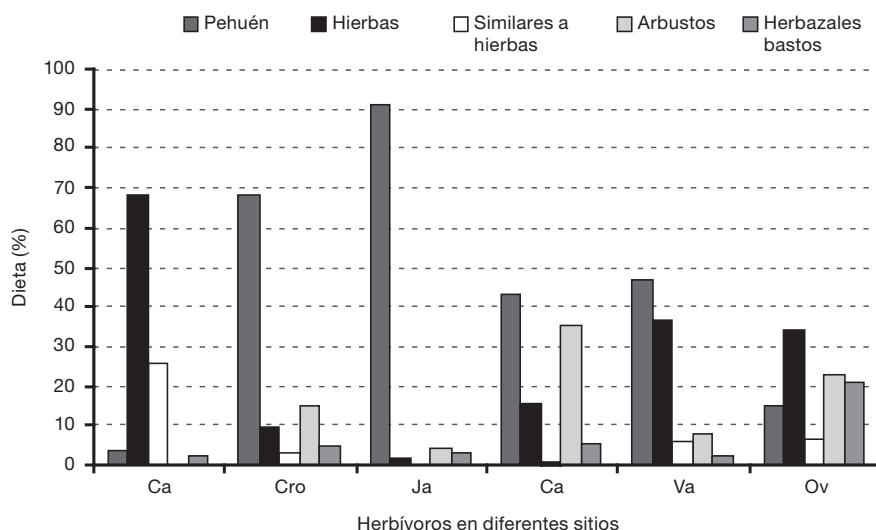


Figura 7. Composición de la dieta de herbívoros en otoño, cuando contiene semillas de araucaria. Ca = caballo, Cro = ciervo rojo, Ja = jabalí, Ca = cabras, Va = vacas, Ov = ovejas. Herbazales bastos: especies herbáceas que no son pasto, por ejemplo legumbres y compuestos.

El pueblo mapuche recoge en promedio alrededor del 14% de la producción total de semillas (calculando un promedio entre los años de mucha y poca producción de semillas), lo que afecta la regeneración de la araucaria (Sanguinetti et al. 2002), pero el consumo animal de semillas es por regla general mucho más elevado. Tan solo los animales silvestres exóticos consumen alrededor del 22% del total de semillas producidas.

Nuestros resultados muestran la necesidad de ejercer un mayor control sobre el acceso de ganado y animales silvestres a los rodales de bosque donde la regeneración de la araucaria está amenazada por la depredación y el pisoteo de brinzales y latizales.

4.4 Amenazas del sobrepastoreo de ganado y una propuesta de ordenación mejorada

Emprendimos un estudio para determinar las concentraciones sostenibles de animales apacentados en los diferentes tipos de praderas que se encuentran en las comunidades mapuches de Chiquilhuin y Aucapan para determinar si las zonas de pastoreo podían proveer suficientes alimentos para los animales sin la contribución de semillas de araucaria. El objetivo del análisis era evaluar la posibilidad de formular estrategias de ordenación del pastoreo que pudieran optimizar la producción de piensos y satisfacer la demanda de alimentos para el ganado y los animales silvestres reduciendo a la vez la presión sobre la regeneración de la araucaria.

Distinguimos los tipos de pastizales por la calidad y cantidad de pienso producido por cada uno, empleando mapas 1:60 000 derivados de imágenes del Landsat 7 TM de 1999, imágenes que fueron interpretadas por el Laboratorio GIS del INTA en Bariloche, Argentina. De la superficie total del área examinada en ambas comunidades (14 114 ha), el 63% era adecuado para el pastoreo. En el Cuadro 6 se describen los diferentes tipos de pasturas identificadas, sobre la base de diversas combinaciones de plantas.

Para cada tipo de pastizal identificado en el Cuadro 6 determinamos el ganado efectivo y el recomendado en Unidades de Ganado Ovino (UGO) por ha, empleando como norma una oveja merino de 40 kg alimentada con 365 kg de materia seca/año. Esta

determinación se basó en el pienso producido por cada tipo de pastizal, su extensión total, accesibilidad por parte del ganado y un coeficiente que denominamos 'factor de uso' (Stoddart et al. 1975) vinculado con el índice de degradación de la vegetación y el suelo. El examen de los hogares mostró que el número de animales de propiedad de las comunidades de Chiuquihuín y Aucapan y la densidad de apacentamiento en los pastizales eran en promedio cinco veces mayores que la densidad recomendada por nosotros. Además, solo pocas familias poseían los pastizales más productivos, lo que impedía su aprovechamiento óptimo durante el verano.

Cuadro 6. Principales tipos de praderas apropiadas para el apacentamiento, identificadas por investigadores del INTA sobre la base de combinaciones de plantas, con indicación de las condiciones del ambiente y el grado de degradación.

Tipo	Area	Características
Pradera húmeda	69 ha	Ubicada entre 1200 y 1500 m snm. Las principales especies son <i>Juncus balticus</i> , <i>Poa pratensis</i> , <i>Hordeum</i> spp. y <i>Trifolium repens</i> . El crecimiento tiene lugar en los meses de verano (diciembre-marzo), con una producción anual entre 3000 y 5000 kg de materia seca/ha. La producción de pienso de las praderas húmedas es de moderada a alta, alcanzando el máximo durante el verano.
Pradera	163 ha	Se encuentra próxima a la pradera húmeda. Por lo general de intenso apacentamiento, la pradera produce entre 1000 y 3000 kg de materia seca/ha. La pradera presenta una moderada producción de piensos y pocos signos de degradación.
Estepa de arbustos bajos	2 758 ha	Este tipo de pastizal se encuentra en suelos arenosos, entre 1300 y 1500 m snm y está caracterizado por dos tipos principales de vegetación: arbustos bajos (0,5–1 m de alto) y hierbas (5–20 cm de alto). Las principales especies son <i>Mulinum spinosum</i> , <i>Senecio bracteolatus</i> , <i>Festuca pallescens</i> y <i>Stipa speciosa</i> var. <i>major</i> . La producción anual es de 100 a 200 kg de materia seca/ha. El pienso principal es <i>Festuca pallescens</i> (1–10 % del manto). La estación de crecimiento va de diciembre a marzo. Los suelos están fuertemente erosionados y la vegetación aparece degradada.
Estepa de arbustos medianos	2 421 ha	Se encuentra en terrenos arenosos entre 1200 y 1400 m snm, con las especies ondulantes dominantes <i>Mulinum spinosum</i> , <i>Senecio bracteolatus</i> y <i>Festuca pallescens</i> . Son característicos dos mantos vegetales: arbustos (10–30% del manto) y hierba (5–10% del manto). La estepa de arbustos medianos sufre una gran presión de pastoreo, señalada por el dominio de la especie anual <i>Bromus tectorum</i> . Las principales especies son <i>Festuca pallescens</i> , <i>Poa lanuginosa</i> y <i>Bromus setifolius</i> . El mayor crecimiento vegetal tiene lugar en la primavera (setiembre - diciembre). La producción anual va de 50 a 100 kg de materia seca/ha. Los suelos están gravemente erosionados y la vegetación muy degradada.
Estepa de arbustos enanos	3 454 ha	Entre 1000 y 1400 m snm, en áreas que aparecen ocupadas históricamente por <i>Nothofagus antarctica</i> . Esta formación se encuentra en zonas susceptibles de sufrir erosión eólica e hídrica. La capa principal de vegetación es el manto arbustivo enano de <i>Acaena splendens</i> , <i>Adesmia boronioides</i> , <i>Mulinum spinosum</i> y <i>Berberis heterophylla</i> . Otras especies herbáceas son <i>Festuca pallescens</i> y <i>Stipa speciosa</i> var. <i>major</i> (1–5% del manto). El pico anual máximo de producción de este tipo de pastizal tiene lugar a fines de la primavera (noviembre - diciembre) y es bajo (20–50 kg de materia seca/ha). El suelo está sumamente erosionado y la vegetación fuertemente degradada.

Sobre la base de nuestro análisis de los piensos disponibles en los diferentes pastizales, el tamaño actual del área pastoreada y el sistema de rotación empleado en la actualidad, hicimos recomendaciones para mejorar la reglamentación de acceso a los pastizales y las propusimos a los responsables de las políticas y a las comunidades indígenas locales.

Las sugerencias para mejorar las prácticas de ordenación del ganado se basaron en el cambio del número de animales apacentados en los pastizales de verano, combinado con la identificación de nuevas zonas para cosechar piensos y un aumento del área de piensos de invierno cosechada. Sin embargo existen serias dificultades para aplicar cualquiera de estas soluciones, siendo la más importante el hecho de que reducir el número de ganado de propiedad de la comunidad tendría un impacto negativo en una tradicional fuente fundamental de ingresos. No obstante, tan solo algunas familias tienen grandes cantidades de animales, por lo que podría introducirse una reducción de ganado (debidamente compensada) que afectaría solo a pocas personas.

5. Estudio de la genética forestal

Teniendo en cuenta la presión debida a la fragmentación, la degradación del suelo y la falta de regeneración de los recursos genéticos de araucaria en Argentina, uno de los objetivos de nuestro proyecto era examinar tanto los aspectos ecológicos como genéticos de la misma a nivel de medio natural, a fin de recomendar las mejores prácticas para la conservación y uso de los recursos genéticos de esta especie. Nos preocupaba en especial el estado de los rodales de araucaria más fragmentados ubicados en las partes más orientales y secas de su ámbito de dispersión en Argentina. Nuestro estudio incluía tanto los rodales frecuentados como los no utilizados por las comunidades indígenas mapuches en el Parque Nacional Lanín y las zonas vecinas (ver Figura 8).

Para seguir la diversidad genética, describir la variación genética y estudiar los procesos genéticos se necesitan marcadores genéticos bien definidos. Para esta

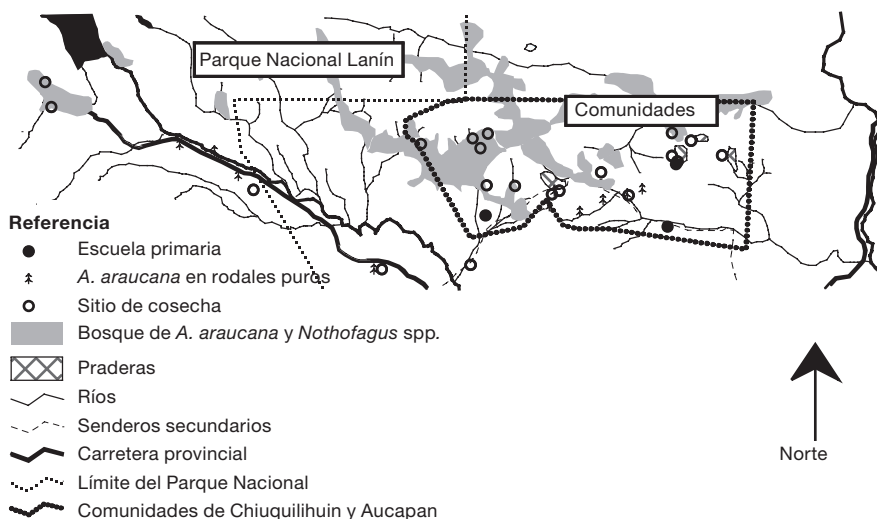


Figura 8. Límites de las dos comunidades indígenas examinadas (Chiuquihuin y Aucapan) y del Parque Nacional Lanín. Se indican las áreas donde el pueblo mapuche recoge las semillas de araucaria.



Figura 9. Brinzales de *A. araucana* para pruebas de progenie y proveniencia en el vivero de árboles del INTA, Bariloche, Argentina (foto: A. Jarvis).

especie se identificaron marcadores de isoenzimas y se iniciaron ensayos de progenie y proveniencia de la misma. También iniciamos exámenes de diversidad y diferenciación genética de esta especie en su ámbito natural de difusión en Argentina (Figura 9).

Para los estudios genéticos de las poblaciones se prefirieron los marcadores de isoenzimas porque entre otras ventajas su manifestación de co-dominancia es de especial importancia. Puesto que el tejido del endosperma lleva la información de dos gametos, a través del análisis de los mega-gametofitos se pueden observar directamente las pautas de segregación. Además las isoenzimas funcionan como marcadores de la adaptación (Bergmann y Hattermer 1998), cosa que las hace útiles para el análisis del proceso de selección.

Nuestro estudio genético de los bosques de *A. araucana* en Argentina abarcó dos escalas espaciales. La investigación a nivel local analizó la distribución natural meridional de la especie en Argentina. El objetivo era describir la conectividad genética entre las poblaciones vecinas fragmentadas y continuas de araucaria y el efecto del uso humano sobre la diversidad genética de la especie. A nivel regional tuvo lugar un segundo estudio en todo el ámbito de difusión natural de araucaria en Argentina. El objetivo fue describir la pauta general de variación de la especie en ese país.

5.1 Materiales y métodos

Determinación de marcadores de isoenzimas

Se ensayaron trece isoenzimas empleando los protocolos de laboratorio de Cheliak y Pitel (1985) levemente modificados para la araucaria. El muestreo de árboles tuvo lugar en cuatro fragmentos silvícolas de *A. araucana* ubicados en la estepa más oriental y seca, donde los árboles están sumamente separados y las semillas del suelo pueden asignarse de manera confiable a árboles específicos. Examinando nueve semillas elegidas aleatoriamente por árbol se detectaron los individuos heterocigotas putativos. Las semillas de los árboles heterocigotas se emplearon para verificar la segregación observada con la teoría mendeliana 1:1 de herencia (contraste ji-cuadrado $\alpha = 0,05$) expresada por la ley de segregación (cada característica hereditaria está controlada por dos alelos que segregan y pasan a células separadas del germen) y con la ley de la distribución independiente (los pares de alelos se segregan independientemente uno del otro cuando forman las células del germen). Esto nos permitió identificar los marcadores de genes.

Análisis de población

Por dos años consecutivos (marzo-abril de 2000 y 2001) se emprendieron recolecciones a granel en rodales y por árbol individual para recoger semillas de 22 poblaciones que cubren el ámbito natural de difusión de la especie en Argentina. Los ejemplos se tomaron en la comunidad de Chiuquihuin (uso moderado de araucaria) y en el bosque de Tromen (área de control ubicada en el Parque Nacional Lanín).

Las poblaciones seleccionadas correspondían a los tres tipos de bosques de araucaria más comunes: *Np*, *Na* y *Aa* (del Cuadro 4). Estas asociaciones se integran unas con otras en el orden en que aparecen en el gradiente decreciente de precipitaciones oeste-este. Continuando hacia el este, los bosques desaparecen progresivamente y son reemplazados por estepas no boscosas.

Se llevó a cabo un análisis de variación local de numerosas progenies originadas en cinco poblaciones orientales de araucaria fragmentadas pero puras (Figura 10) y otras nueve poblaciones de rodales occidentales mixtos de araucaria + *Nothofagus* spp. Un análisis regional de variación de araucaria incluyó 11 poblaciones que cubren la serie natural de la especie en Argentina, incluidas tres examinadas en el análisis a nivel local.

Determinación de los parámetros genéticos

En Argentina se estimaron la diversidad (variación dentro de las poblaciones) y la diferenciación (variación entre las poblaciones) genéticas de poblaciones de araucaria. Para ello se analizaron electroforéticamente 100 embriones de semillas provenientes de varias poblaciones diseminadas en el ámbito de difusión de la araucaria. Este tamaño de muestreo garantiza la inclusión de alelos con un valor de frecuencia de 3,2% y un nivel de



Figura 10. Ejemplos de poblaciones densas y fragmentadas de *A. araucana* de los sitios de estudio (foto: B. Vinceti).

probabilidad de 0,95 (Gregorius 1980). Para analizar la diversidad genética se midieron los parámetros indicados a continuación:

- Número promedio de alelos por locus (A)
- Diversidad del caudal genético (v) equivalente al número efectivo de alelos (n_e)
- Heterocigosidad observada (H_o)
- Heterocigosidad esperada (H_e)
- Índice de fijación (f), una medida de la deficiencia o exceso del heterocigota (Wright 1978).

Para la diferenciación genética los parámetros medidos fueron:

- Prueba G de homogeneidad (diferencias significativas de estructura entre poblaciones)
- Distancia genética absoluta (d_o ; Gregorius 1974)
- Diferenciación del caudal genético de una población o demo (D_j ; Gregorius y Roberds 1986)
- Diferenciación del caudal genético (δ ; Gregorius y Roberds 1986).

La significación de la distancia genética se infirió en términos de probabilidades (mediante la matriz de probabilidades $\alpha = 0,05$). F_{ST} es la medida de diferenciación genética más difundida y describe la proporción de variancia en una especie debida a la subdivisión de la población (Wright 1978). Se aplicó un análisis de conglomerados sobre la base de la distancia genética propuesta por Gregorius (1974).

Para obtener una estimación indirecta del número histórico de migrantes por generación (N_m ; Wright 1951) se empleó F_{ST} .

5.2 Resultados del estudio genético silvícola

Para el análisis genético de la segregación fenotípica observada (que en los zimogramas aparece en forma de bandas) se emplearon 16 árboles heterocigotas putativos. El análisis genético probó que la variación observada en cuatro loci polimórficos (*Idh*, *Pgm-A*, *Pgm-B* y *Got-C*) era controlada genéticamente. En el Cuadro 7 (página 134) se presentan los resultados del examen de contraste ji-cuadrado de segregación por cada locus. Los valores de probabilidad indican que no hay diferencias significativas entre los segregados observados y los esperados. Por lo tanto pudimos determinar estadísticamente nueve marcadores de genes para esta especie, distribuidos en cuatro loci marcadores de genes. En los estudios genéticos de población no se incluyeron otras variantes de segregación genética observadas pero no verificadas estadísticamente.

En el Cuadro 8 (pág. 136) se resumen la mayor parte de los parámetros genéticos estimados para las poblaciones regionales y locales de araucaria de Argentina. Para todas las poblaciones el número promedio de alelos por locus (A/l) fue 2,5 (se detectaron todas las posibles variantes de alelos para cada población). La diversidad media del caudal genético (v) en el análisis local fue 1,820, un valor significativamente más alto que la media de diversidad del caudal genético del análisis regional cuya cifra es 1,694. La muestra EA, tomada de una población marginal de árboles aislados en la estepa de Aucapan sumamente aprovechada presentaba la media más alta de diversidad del caudal genético: 1,998. El valor más bajo correspondió a RO, una población del oeste de Rucachoroi apenas al norte de las comunidades de Aucapan y Chiuquihuín en un valle de las inmediaciones con una historia de uso de las tierras e incendios silvícolas.

La heterocigosidad observada (H_o) se basa en los genotipos observados y por lo tanto expresa mejor una condición real de la variación genotípica *versus* una variación potencial (heterocigosidad esperada H_e) y resultaba similar en los análisis local y regional. H_e es el nivel de heterocigosidad esperada si la población se hallara en el equilibrio Hardy-Weinberg (H-W) (Nei 1973), que define las frecuencias genotípicas esperadas cuando no tiene lugar la deriva genética, el cruzamiento es aleatorio, se produce la selección natural y no hay migraciones ni mutaciones. Las diferencias observadas a partir de estas condiciones parcialmente irreales explican cómo la segregación mendeliana influye en las frecuencias genotípicas y de alelos de una población.

En muchas poblaciones de los cuatro loci analizados se observaron significativas desviaciones de H-W esperadas (como se muestra en el Cuadro 7). En la mayoría de los casos esto se debió a un exceso de homocigotas asociado con la endogamia.

Cuadro 7. Análisis genético de la segregación fenotípica de isoenzimas observada vs. 1:1 esperada, en cuatro loci de genes putativos de *A. araucana*. El valor del contraste ji-cuadrado para las dos clases con $\alpha = 0,05$, es de 2,84. Código de árboles: EA = Estepa de Aucapan; LA = Lenga de Aucapan; ET = Estepa de Tromen; NMA = Nahuel mapi abajo.

Código de árbol	Locus	Genotipo putativo	Indice de segregación observado	Ji-cuadrado
EA-3	Idh	100/114	43:44	0,01
EA -4			53:39	2,13
EA -5			42:55	1,74
EA -9			43:43	0,00
LA-13			23:23	0,00
ET-9			15:13	0,14
EA-3	Pgm-A	103/96	32:45	2,19
EA-6			21:19	0,09
AE-8			49:42	0,53
EA-4			43:51	0,68
NMA-1	Pgm-B	103/90	38:33	0,35
EA-3			31:44	2,25
EA-4			50:36	2,27
EA-8	Got-C	100/300	38:48	1,16
EA-6			16:19	0,25
EA-3			42:31	1,65

Esta pauta predominaba sobre todo en las poblaciones continuas occidentales cuyas precipitaciones más intensas restringían probablemente el flujo de genes anemófilo (por el viento) y contribuían a generar una marcada estructura espacial. En poblaciones fragmentadas atribuimos la endogamia al hecho de que la dispersión de semillas tiene lugar por gravedad.

Se halló que la diferenciación genética entre las poblaciones era moderada con F_{ST} igual a 0,10 (Hartl y Clark 1997). Un valor de δ Gregorius de 0,143 entre las poblaciones es tres veces más alto que en otras especies nativas de la Patagonia (por ejemplo *Austrocedrus chilensis*: $\delta = 0,043$, Pastorino et al. en prensa; *Nothofagus nervosa*: $\delta = 0,047$, Marchelli y Gallo 2001). El nivel medio de los valores locales era ligeramente menor que el de nivel regional ($F_{ST} = 0,095$; $\delta = 0,143$).

En la Figura 11 (pág. 137) se presenta de manera gráfica la diferenciación del caudal genético de cada población en el así llamado 'caracol de diferenciación' (Gregorius y Roberds 1986). La longitud del radio de cada 'porción de pastel' denota la diferenciación de la población respecto del resto de las poblaciones (D_j), sus ángulos representan los tamaños de las poblaciones ponderadas (c_j , que en este análisis se considera igual) y el radio del círculo es la diferenciación del caudal genético ($\delta = 0,143$). La población RO era la más diferenciada ($D_j = 0,23$), con el más bajo valor de diversidad genética (0,1453) y H_o (0,174) y menor polimorfismo en los cuatro loci analizados. Por otro lado, TE es la población que representaba mejor la constitución general del caudal genético de la especie en la Argentina.

Puesto que se encontraron significativas diferencias genéticas entre las estructuras de las poblaciones, se calcularon las distancias del caudal genético (Gregorius 1974) que se muestran en un análisis de conglomerado en la Figura 12 (pág. 137). La significación de

las distancias del caudal genético entre las poblaciones se demostró luego empleando una matriz de probabilidades. La mayor parte de las distancias del caudal genético eran significativamente diferentes de las de una población amalgamada sin subdivisiones.

El análisis de conglomerados formó tres grupos de araucaria bien definidos. El primero consistía de poblaciones mixtas de araucaria con *Nothofagus pumilio*, como CP y TO ubicadas en Tromen en rodales de baja intensidad de uso. También en este conglomerado genético estaban CHO, ubicada dentro del territorio de la comunidad Chiuquilihuin y también con baja intensidad de uso, y RO y RE ubicadas en la cuenca del Rucachoroi al norte de Chiuquilihuin y Aucapan y con elevada intensidad de uso. En este primer conglomerado también entraba ALN, dentro del territorio de la comunidad de Aucapan y sujeta a intenso uso.

El segundo conglomerado estaba compuesto por numerosas poblaciones fragmentadas, CHE, ET, NMA y EA, ubicadas por lo general en zonas marginales al sitio de estudio, en los límites meridional y oriental del área de difusión de araucaria y en climas más áridos. Estas poblaciones estaban sumamente afectadas por la presencia humana actual y del pasado y presentaban una regeneración limitada.

El último conglomerado eran cuatro poblaciones continuas ubicadas en las comunidades mapuches de Aucapan y Chiuquilihuin: APR, TRL, MAU y TRN. Estas poblaciones se caracterizaban por un moderado uso humano en el pasado (aprovechamiento maderero, extracción de leña, recolección de semillas y apacentamiento de ganado) y en la actualidad mostraban diferentes niveles de regeneración natural.

Se calcularon estimaciones indirectas del número efectivo de inmigrantes por generación (Wright 1951; Nei 1973) para caracterizar el flujo de genes tomando en cuenta todas las poblaciones, lo que dio como resultado un número más bien bajo: $N_m = 2,22$. Este valor era menor del esperado para las gimnospermas comparado con los resultados de investigaciones efectuadas en otros lugares sobre 89 especies ($N_m = 3,17$, Hamrick et al. 1992) y más bajas que los valores del flujo de genes de algunas especies de *Nothofagus* (por ejemplo Premoli 1997; Cuadro 9).

El bajo valor de flujo de genes ($N_m = 2,22$) encontrado puede deberse a la limitada dispersión de las semillas y el polen de araucaria. Además el viento predominante que sopla del oeste al este durante el período de polinización puede ser uno de los factores responsables del limitado flujo de genes observado, teniendo las poblaciones occidentales menos probabilidades de recibir polen de fuera.

El flujo de genes era ligeramente más alto ($N_m = 2,39$) en la parte meridional del área de difusión natural de araucaria, donde se estudió un número más grande de poblaciones. Sin embargo las diferencias más pronunciadas en los valores del flujo de genes de la especie se hallaron al comparar las muestras de poblaciones de los transectos oeste-este a latitudes similares dentro de una misma cuenca fluvial. Se hallaron pautas similares en las cuencas vecinas, en apoyo a la teoría de un fuerte efecto unidireccional del viento que induce la dispersión del polen del oeste al este. En todos los casos las estimaciones del flujo de genes fueron hasta 12 veces más altas en los rodales orientales. La diversidad genética de la mayoría de las poblaciones orientales también era elevada (Figura 13).

Los análisis de flujo de genes replicados a nivel regional confirmaron la pauta hallada a nivel local y muestran que el flujo de genes de las poblaciones orientales es el doble del de las occidentales (Gallo 2003). Esperábamos ver más variación genética en los años en que se producían más semillas, lo que implicaría mayores contribuciones genéticas. Para la especie *Nothofagus nervosa* se han comunicado variaciones temporales del sistema de cruzamiento en relación con variaciones anuales de la productividad de semillas (Marchelli y Gallo 1999) pero en nuestro estudio de la araucaria no notamos esa tendencia.

Cuadro 8. Parámetros de diversidad genética de poblaciones de *A. araucana*.

Muestras regionales de poblaciones	v	H_o	H_e	Dj (%)	f
PP – Primeros pinos (F)	1,564	0,183	0,360	12,8	0,457
PH – Pino hachado (C)	1,641	0,243	0,391	8,0	0,316
LL –Loán Lonco (F)	1,703	0,185	0,413	22,7	0,430
RAL – Río Aluminé (F)	1,689	0,228	0,408	7,7	0,445
CA – Caviahue (F)	1,888	0,244	0,470	18,8	0,424
LP – Lago Pulmari (C)	1,511	0,101	0,338	12,9	0,684
AL1 – Aucapan Lenga (C)	1,719	0,171	0,418	12,6	0,612
RE1 – Ruca este (F)	1,736	0,281	0,424	19,2	0,391
MQ – Moquehue (C)	1,741	0,192	0,426	9,6	0,432
TE1 – Tromen estepa (F)	1,714	0,312	0,417	14,0	0,264
PA – Paimun (C)	1,723	0,168	0,420	22,2	0,568
Muestras locales de poblaciones					
EA – Estepa Aucapan (F)	1,998	0,200	0,499	14,2	0,579
NMA – Nahuel mapi abajo (F)	1,803	0,217	0,446	18,3	0,512
LA – Lenga Aucapan (C)	1,708	0,204	0,415	17,0	0,528
TR-Ñ – Ñire Treguaricum (C)	1,808	0,257	0,447	17,0	0,419
TR-L – Lenga Treguaricum (C)	1,940	0,299	0,485	10,7	0,325
CHE – Estepa Chiuquiliuin (F)	1,880	0,208	0,468	13,9	0,485
RE – Ruca este (F)	1,753	0,265	0,430	11,4	0,384
MAU – Lenga Mauda (C)	1,903	0,282	0,475	11,9	0,372
CHO – Choroi-lenga (C)	1,866	0,244	0,464	12,5	0,471
APR – Lenga Aprovechado (C)	1,858	0,174	0,462	11,1	0,583
RO – Ruca oeste (C)	1,453	0,174	0,312	23,5	0,495
CP – Caña plantada (C)	1,865	0,187	0,464	13,0	0,559
TE – Estepa Tromen (F)	1,919	0,205	0,479	9,0	0,465
TO – Tromen oeste (C)	1,732	0,293	0,423	16,2	0,293
Media, análisis local	1,820	0,229	0,448	14,3	0,462
Media, análisis regional	1,694	0,210	0,408	14,6	0,457

v (n_e) = Diversidad genética (número efectivo de alelos). H_o = heterocigosidad observada. H_e = heterocigosidad esperada. Dj = Diferenciación del caudal genético en una población. f = índice de fijación. RE, TE, ALN = muestreados en 2000 para el análisis a nivel local. RE1, TE1, AL1 = las mismas poblaciones muestreadas en 2001 para el análisis a nivel regional. F = población fragmentada. C = población continua.

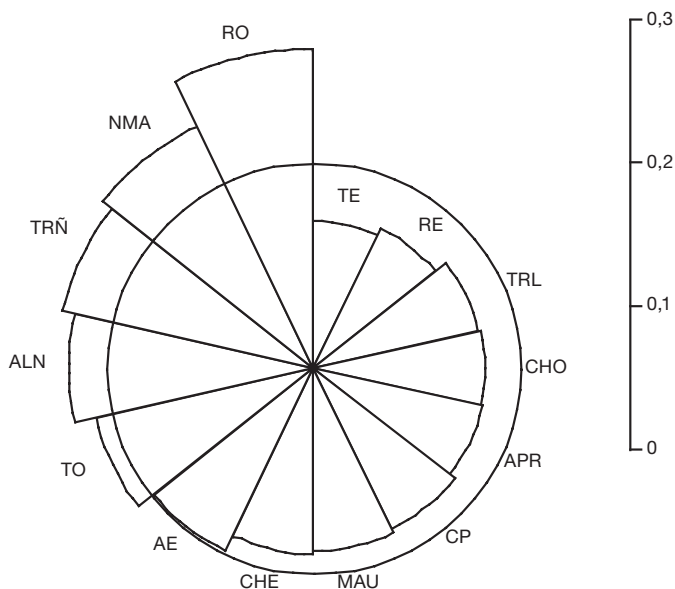


Figura 11. Caracol de diferenciación de alelos de las poblaciones meridionales de *A. araucana* (tomado del estudio genético a nivel local). Para las poblaciones mencionadas ver Cuadro 8.

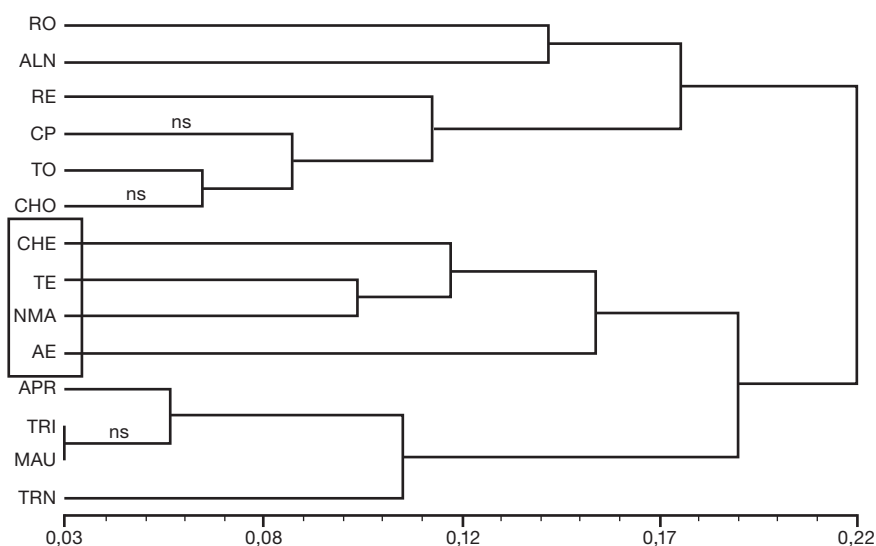


Figura 12. Dendrograma UPGMA (Método de Grupos de Pares con Media Aritmética No Ponderada, sigla en inglés) para poblaciones seleccionadas de *A. araucana*. 'ns' significa que la distancia del caudal genético no es significativamente diferente entre las poblaciones. Para las poblaciones mencionadas en el eje y, ver el Cuadro 8.

Cuadro 9. Número estimado de inmigrantes por generación (N_m) de plantas leñosas.

Categoría	Número de especies	N_m
Gimnospermas*	89	3,17
Angiospermas**	102	2,20
Especies		
<i>Nothofagus betuloides</i> **		1,80
<i>Nothofagus dombeyi</i> **		3,10
<i>Nothofagus nitida</i> **		5,00

* Hamrick et al. 1992, ** Premoli 1997

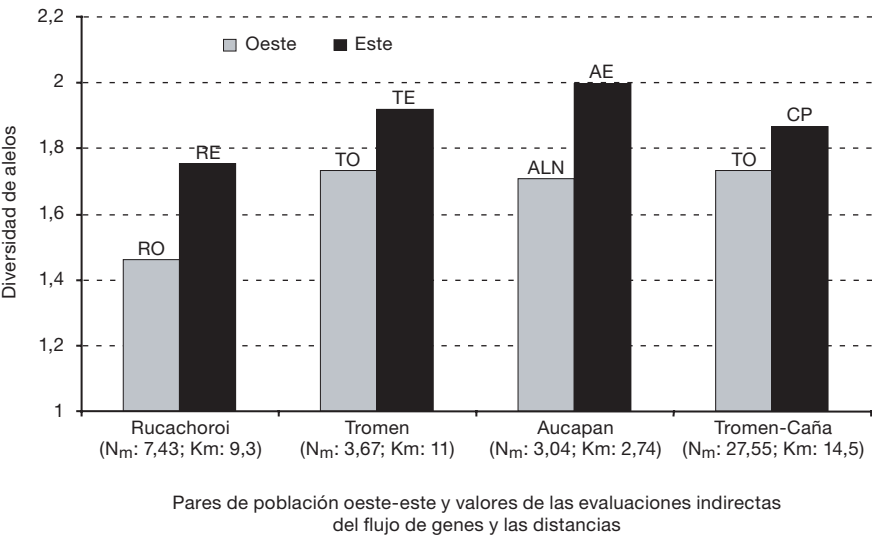


Figura 13. Relación entre la diversidad de alelos (v) y las estimaciones indirectas del flujo de genes (N_m) en cuatro pares de poblaciones oeste-este pertenecientes a la parte meridional del ámbito de difusión natural de *A. araucana*. Para este análisis se emplearon cuatro pares de poblaciones; las etiquetas de las barras son los nombres de las poblaciones que figuran en el Cuadro 8.

6. De la investigación genética a los resultados prácticos: el proyecto Pehuenche

La información obtenida en el proyecto financiado por BMZ se empleó para organizar un proyecto de desarrollo rural de tres años llamado 'Pehuenche', que comenzó en mayo de 2003 con ayuda financiera del Ministerio de Relaciones Exteriores del gobierno de Italia y fue coordinado por Angela Pinna de la ONG italiana Ricerca e Cooperazione, en colaboración con el Departamento de Desarrollo Rural del INTA, Bariloche. Esta iniciativa se concibió a pedido de las comunidades mapuches involucradas en el proyecto financiado por BMZ (Figura 14).

El subproyecto financiado por BMZ que describimos aquí nos permitió recoger datos basimétricos que apoyaron el trabajo emprendido en el proyecto Pehuenche, destinado a alcanzar los siguientes objetivos: (i) aumentar los ingresos familiares mediante un uso racional de los recursos naturales y la diversificación de las actividades económicas, (ii) resolver los problemas técnicos de ordenación de las aguas y (iii) reforzar la capacidad de las comunidades indígenas para ordenar sus propios recursos de manera sostenible. El proyecto Pehuenche considera a las comunidades mapuches como participantes activas en todas las decisiones de ordenación de los recursos naturales.

Además de ser crucial para la promoción de iniciativas locales de desarrollo sostenible, el proyecto Pehuenche es también un modelo promisorio del que se pueden extraer lecciones de gran aplicabilidad y cuyas soluciones potenciales pueden ser exportadas a otras zonas de la región donde los pueblos indígenas mantienen derechos comunales de tenencia de tierras dentro de las reservas. En efecto las dos colonias mapuches involucradas en el proyecto Pehuenche ejemplifican el tipo de tensiones que surgen entre los regímenes tradicionales de ordenación de los recursos naturales y las necesidades de los gobiernos nacional y provincial que buscan tierras para poblaciones crecientes



Figura 14. Promoción de la capacidad de miembros de la comunidad mapuche para ordenar el ganado dentro del Parque Nacional Lanín, como parte de las actividades del proyecto Pehuenche (foto: A. Pinna).

y tienen que enfrentarse también con las limitaciones de uso de los recursos naturales impuestas por la proximidad del parque nacional. Este tipo de tensiones socioeconómicas se encuentran muy difundidas en otras regiones rurales de Argentina y de los países de América del Sur en general.

7. Conclusiones

Esta investigación nos permitió comprender las pautas de uso de los recursos silvícolas por parte de numerosas comunidades indígenas mapuches ubicadas dentro de los límites del Parque Nacional Lanín. Nuestro estudio demostró la importancia de los bosques de araucaria para el pueblo mapuche que utiliza las semillas para la alimentación humana y como pienso animal y ocasionalmente las vende en el mercado, y apacienta ganado en algunos rodales de bosques de araucaria. El tamaño de las dos comunidades examinadas, Aucapan y Chiuquilihuin, es diferente y los rodales de bosque incluidos en sus límites están sujetos a diferentes intensidades de uso. El ganado es un recurso fundamental para los mapuches, a quienes el gobierno provincial de Neuquén estimula mediante subsidios para que críen más ovinos a fin de promover el apacentamiento en las zonas rurales.

Sin embargo nuestro examen indicó que el suelo de los bosques de araucaria sufría una grave erosión provocada por el sobrepastoreo de ganado, y que los bosques experimentaban una falta de regeneración muy probablemente debida a depredación de semillas, pisoteo de brinzales y latizales por parte del ganado y a la consiguiente erosión. Se estableció que los ovinos y jabalíes eran los mayores consumidores de semillas entre las especies investigadas. Si no se produce algún tipo de cambio la situación actual empeorará a medida que crezca la población mapuche.

Dado este escenario más bien sombrío creemos que se necesitan medidas urgentes para mejorar o mantener la producción de piensos mediante el ajuste de la cantidad de ganado y la ordenación de las tierras de pastoreo. Las praderas utilizadas por las comunidades mapuches se dividieron en tipos de categorías con arreglo a su productividad de piensos y características ecológicas, lo que nos permitió evaluar las densidades óptimas de ganado para los diferentes tipos de sitios de pastoreo, y esto debería utilizarse como base para mejorar las prácticas actuales de ordenación ganadera.

La mayor parte de las soluciones que previmos para mejorar la ordenación del ganado implican una reducción de las existencias actuales. Comprobamos que la distribución de la propiedad de ganado en Chiuquilihuin era sumamente desigual, y que dos agricultores eran propietarios de la mayor parte de los animales. Por lo tanto una significativa reducción del número de animales mantenidos afectaría solo a un muy pequeño número de personas. Sin embargo si se toma esta medida se deberán ofrecer incentivos puntuales a los miembros de estas comunidades para compensarlos por la pérdida de ingresos derivados de la cría de ganado, y deberán interrumpirse los subsidios que promueven el pastoreo en las zonas rurales, reemplazándolos por otros tipos de aportes (como piensos suministrados en períodos de escasez, por ejemplo durante el invierno).

El examen del bosque mostró que los rodales orientales de araucaria estaban mucho más fragmentados que los occidentales y presentaban coeficientes de fijación genética ligeramente más altos que los rodales continuos. Esto puede deberse a una mayor endogamia o a una reducción del tamaño efectivo de la población que provocaría deriva genética y mayor homocigosidad. No obstante, comparadas con las poblaciones occidentales las poblaciones orientales más fragmentadas de araucaria no mostraron procesos preocupantes de erosión genética (Gallo 2003). Pero en la mayor parte de las poblaciones fragmentadas de *A. araucana* examinadas no había regeneración, o bien la reproducción era sobre todo vegetativa. Por lo tanto con toda probabilidad las futuras generaciones adultas de estas poblaciones fragmentadas mostrarán estructuras genéticas muy diferentes de las que se observan en la actualidad. Muy probablemente el futuro de los rodales fragmentados ubicados en las zonas más áridas del ámbito de difusión se caracterizará por una seria reducción de la diversidad genética.

No se encontraron claras tendencias de diversidad o diferenciación de las poblaciones de *A. araucana* respecto de las condiciones del medio ambiente (por ejemplo en relación

con el gradiente de precipitaciones oeste-este) o de las pautas de uso humano de las tierras. Los valores de diversidad genética estimados entre las poblaciones fragmentadas fueron erráticos, y nuestras hipótesis de pérdida de alelos por la deriva genética, aumento de la homocigosidad por una alta endogamia o fuerte diferenciación de subpoblaciones debida a un restringido flujo de genes en las poblaciones marginales no pudieron ser confirmadas.

Inesperadamente nuestra investigación reveló cierto grado de endogamia en poblaciones occidentales ubicadas en partes densas, húmedas y menos perturbadas del ámbito de difusión de la araucaria. Una posible explicación de esto puede ser el efecto negativo de precipitaciones intensas en el movimiento del polen en los años de mucha lluvia. Además, e inesperadamente, el flujo de genes era más elevado en las poblaciones orientales más fragmentadas, que según anticipamos obedecería al efecto de los vientos predominantes oeste-este y al consiguiente movimiento del polen.

La alta variación dentro de la población verificada en nuestro estudio destaca la necesidad de tenerla en cuenta en el diseño y ejecución de medidas de restauración, especialmente en las poblaciones orientales erosionadas y fragmentadas. Nuestra investigación mostró también que la mayor variación genética de las semillas aparece durante los años de gran producción, y este hallazgo tiene implicaciones muy importantes para planificar la cosecha de semillas destinadas a la restauración de los bosques y al mejoramiento de los árboles.

Por último nuestra investigación mostró que las prácticas de ordenación silvícola en gran escala deben responder a las inquietudes sobre la sostenibilidad. También es importante contemplar tanto los efectos directos como indirectos de las actividades humanas en los procesos biológicos y, más en particular, sobre el dinamismo genético que caracteriza a los procesos macro y microevolutivos de los bosques de araucaria. Se deben arbitrar soluciones que conduzcan al uso sostenible de los bosques tomando en cuenta la amplia gama de actividades económicas de los usuarios locales de los bosques y al desarrollo de opciones para mejorar la ordenación de otros recursos (cultivos, ganadería, etc.) que aportan medios de vida a las comunidades locales.

Además cualquier solución potencial para mejorar la ordenación y el uso de las praderas y los bosques de araucaria en las zonas que rodean a las comunidades mapuches estudiadas debe analizarse en amplias consultas que involucren a las comunidades indígenas, a los administradores de tierras y a los funcionarios gubernamentales.

Referencias

- Armesto, J.J., C. Villagrán, J.C. Aravena, C. Pérez, C. Smith-Ramirez and L. Hedin. 1995. Conifer forests of the Chilean coastal range. Pp. 156-170 in *Ecology of the Southern Conifers* (N.J. Enright and R.S. Hill, eds.). Melbourne University Press, Carlton, Victoria.
- Arroyo, M.T.K., M. Riveros, A. Peñaloza, L. Cavieres and A.M. Faggi. 1995. Phytogeographic relationships and regional richness patterns of the cool temperate rainforest flora of southern South America. Pp. 134-172 in *High Latitude Rain Forests of the West Coast of the Americas: Climate, Hydrology, Ecology and Conservation* (R. Lawford, P. Alaback and E.R. Fuentes, eds.). Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Bergmann, F. and H.H. Hattemer. 1998. Isozymes in forest genetics research. Pp. 227-238 in *Forest Genetics and Tree Breeding* (A.K. Mandal and G.L. Gibson, eds.). CBS Publishers and Distributors, New Delhi, India.
- Burns, B.R. 1991. The Regeneration Dynamics of *Araucaria araucana*. PhD Thesis, University of Colorado, Boulder, USA.
- Cheliak, W.M. and J.A. Pitel. 1984. Techniques for starch gel electrophoresis of enzymes from forest tree species. Patawawa National Forestry Institute, Canadian Forestry Service Information Report PI-X-42. Ottawa, Canada.
- Donoso, C. 1987. Variación natural en especies de *Nothofagus* en Chile. Bosque 8:85-97.
- Donoso, Z. 1998. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, Estructura y Dinámica. Ecología Forestal. Ed. Universitaria, Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- Flueck, W.T., M. Franken and J.M. Smith-Flueck. 1999. Red deer, cattle and horses at

- high elevations in the Andean Cordillera: Habitat use and deer density. *Mastozoología Neotropical* 6(2):91-101.
- Funes, M.C. 1996. The European rabbit: Patterns of spread and resource availability along watersheds in northern Patagonia, Argentina. MSc thesis, University of Florida, Gainesville, USA.
- Gallo, L. 2003. Conservación, manejo y uso de sustentable de los recursos genéticos de la *Araucaria araucana* en Argentina, Comunidades Aucapán y Chiuquilihuin, San Carlos de Bariloche. Report on the project Conservation, Management and Sustainable Use of Forest Genetic Resources with Reference to Brazil and Argentina. International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy.
- Gregorius, H.-R. 1974. On the concept of genetic distance between populations based on gene frequencies. Pp. 17-26 in *Proceedings of the IUFRO Joint Meeting of Working Parties on Population and Ecological Genetics, Breeding Theory and Progeny Testing*. Department of Forest Genetics, Royal College of Forestry, Stockholm, Sweden.
- Gregorius, H.-R. 1980. The probability of losing an allele when diploided genotypes are sampled. *Biometrics* 36:643-652.
- Gregorius, H.-R. and J.H. Roberds. 1986. Measurement of genetical differentiation among subpopulations. *Theor. Appl. Genet.* 71:826-834.
- Hamrick, J.L., M.J.W. Godt and S.L. Sherman-Broyles. 1992. Factors influencing levels of genetic diversity in woody plant species. *New Forests* 6:95-124.
- Hartl, D.L. and A.G. Clark. 1997. *Principles of Population Genetics* (3rd edn). Sinauer Associates, Inc. Publishers. Sunderland, USA.
- Holeczek, J. and B. Gross. 1982. Evaluation of different calculation procedures for microhistological analysis. *J. Range Manage.* 35(6):721-723.
- Marchelli, P. and L.A. Gallo. 1999. Annual and geographic variation in seed traits of Argentinean populations of southern beech *Nothofagus nervosa* (Phil.) Dim. et Mil. *For. Ecol. Manage.* 121:239-250.
- Marchelli, P. and L.A. Gallo. 2001. Genetic diversity and differentiation in a southern beech subjected to introgressive hybridization. *Heredity* 87:284-293.
- Mateucci, S. and A. Colma. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaría General de la organización de los Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington, DC, USA.
- Montaldo, P. 1974. La bio-ecología de *Araucaria araucana* (Mol.) Koch. Instituto Forestal Latino-Americano. Boletín Técnico, 46. Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- Nei, M. 1973. Analysis of gene diversity in subdivided populations. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 70:3321-3323.
- Pastorino, M.J., L.A. Gallo and H.H. Hattermer. (In press). Genetic populations in natural populations of *Austrocedrus chilensis*, a cypress of the Andean-Patagonian Forest. *Biochem. Syst. Ecol.*
- Premoli, A. 1997. Genetic variation of two geographically restricted and widespread species of South American *Nothofagus*. *J. Biogeogr.* 24:883-892.
- Rechene, C. 2000. Los bosques de *Araucaria araucana* en Argentina. Estudios silvícolas. Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico, Esquel, Chubut, Argentina. Lehrstuhl für Waldbau und Forsteinrichtung, Universität Técnica de Munich, Freising, Alemania.
- Sanguinetti, J., L. Maresca, M. Gonzalez Peñalba and L. Chauchard. 2000. Producción Bruta del Piñon de la Araucaria (*Araucaria araucana*) en Rucachoroi y Tromen (Parque Nacional Lanín-Argentina) años 2000-2001. Informe Interno - Administración de Parques Nacionales, Argentina.
- Sanguinetti, J., L. Maresca, M. Gonzalez Peñalba, L. Chauchard and L. Lozano. 2002. Producción Bruta de semillas de *Araucaria araucana*. 3er Informe Interno. Administración de Parques Nacionales, Argentina.
- Stoddart, L.A., A.D. Smith and T.W. Box. 1975. Range management. McGraw-Hill, New York, USA.
- Sutherland, W.J. (ed.). 1996. *Ecological Census Techniques. A Handbook*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

- Tomlinson, P.B. 2002. Crown structure in Araucariaceae. International Araucariaceae Symposium in Auckland, New Zealand.
- Veblen, T.T. 1982. Regeneration patterns in *Araucaria araucana* forest in Chile. J. Biogeogr. 9:11-28.
- Veblen, T.T. and R. Delmastro. 1976. Los recursos genéticos de *Araucaria araucana* en Chile. Información sobre Recursos Genéticos Forestales (Food and Agriculture Organization) 5:2-5.
- Veblen, T.T., T. Kitzberger, R. Villalba and J. Donnegan. 1999. Fire History in northern Patagonia: The roles of humans and climatic variation. Ecol. Monogr. 69(1):47-67.
- Wright, S. 1951. The genetical structure of populations. Ann. Eugen. 15:323-354.
- Wright, S. 1978. Evolution and genetic populations. Vol. 4 Variability within and among natural populations. The University of Chicago Press, Chicago, USA.



Capítulo 7

Conservación, ordenación y uso sostenible de los recursos genéticos de *Araucaria angustifolia* en Brasil

J.V.M. Bittencourt¹, A.R. Higa¹, M.C. Mazza², P.M. Ruas³, C.F. Ruas³, M. Caccavari⁴ y H. Fassola⁵

¹ Universidade Federal de Paraná, Curitiba, Brasil

² Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) Florestas, Colombo, Brasil

³ Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Brasil

⁴ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina

⁵ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Misiones, Argentina

1. Introducción al estudio de caso

En este capítulo se evalúa el estado de conservación de otra especie de araucaria, *Araucaria angustifolia* en el Estado de Paraná, Brasil. El proyecto investiga principalmente las repercusiones de los marcos de política que reglamentan el acceso y el uso de los recursos genéticos silvícolas de *A. angustifolia*. El bosque mixto de *A. angustifolia* es uno de los biomas más importantes que aparecen de manera natural en el Brasil meridional y sudoriental. Se extiende entre las latitudes 19° 30' S y 31° 30' S y las longitudes 41° 30' O y 54° 30' O e incluye una pequeña zona de la provincia de Misiones en Argentina. El bosque original de *A. angustifolia* cubría un área estimada en 200 000 km² (Maack 1950; Maack 1981), pero el alto valor de la madera produjo una dramática reducción de la cantidad y tamaño de las poblaciones del Brasil meridional. La especie está actualmente clasificada como vulnerable en la Lista Roja de Especies Amenazadas 2000 de la Unión Mundial de Conservación (IUCN) (Hilton-Taylor 2000). La mayor extensión de *A. angustifolia* en Brasil se encuentra en el Estado de Paraná donde ocupaba originalmente 7 378 000 hectáreas (Maack 1981) lo que corresponde al 37% de la superficie total de dicho estado.

2. El bosque de *A. angustifolia* en Brasil y su aprovechamiento

A. angustifolia (Bertoloni) O. Kuntze es una especie subtropical de la familia de las Araucariaceae, orden Coniferales. En Brasil se la conoce como araucaria, pino de paraná, pinheiro-do-paraná o pinheiro-brasileiro. Los árboles pueden alcanzar de 35 a 60 m de altura y 0,8 a 2 m de dap (diámetro a la altura del pecho) (Klein 1960). La araucaria es habitualmente dioica, raramente monoica, con 2n (número de cromosomas diploides) = 26 (Bandel y Gurgel 1967). Al igual que otras coníferas la araucaria es polinizada a través del viento, y en el Brasil la maduración del polen y la polinización tienen lugar de agosto a octubre. Las piñas semilleras comienzan a madurar dos años después de la polinización y el ciclo completo desde el carpelo hasta la semilla insume cuatro años (Shimoya 1962). Los árboles jóvenes comienzan a depositar semillas entre los 12 y 15 años de edad. Las semillas se dispersan de mayo a agosto (Carvalho 1994).

El bosque primario de araucaria en Brasil está compuesto de especies mixtas y se caracteriza habitualmente por tener tres canopias. La canopia superior está formada por las copas de los árboles más viejos de araucaria que permiten la penetración de

una considerable cantidad de luz. La canopia media está formada en su mayor parte por especies Lauraceae y la inferior por especies Mirtaceae y por *Ilex paraguariensis* (Aquifoliaceae) llamada yerba mate.

Las respuestas de fotosíntesis y crecimiento de los árboles de araucaria bajo diferentes condiciones de luz (Inoue et al. 1979; Einig et al. 1999) mostraron que *A. angustifolia* se adaptaba bien a una sombra moderada. Sin embargo, dado que hay poca información sobre el comportamiento de la especie en condiciones de luz natural, la observación de que no había brinzales en algunos ambientes silvestres sombreados motivó la creencia común de que la araucaria era una especie colonizadora que necesitaba de sol y no se regeneraría en el sotobosque silvícola.

Hasta fines del decenio de 1970 el aprovechamiento comercial de la madera de araucaria era una de las actividades económicas más importantes en el Brasil meridional (Guerra et al. 2002). La madera de araucaria era uno de los recursos principales del desarrollo social y económico de esta región y proveía madera de gran calidad para la construcción y la fabricación de muebles, y fibra leñosa larga para las industrias de la pasta y el papel (Carvalho 1994). El árbol de araucaria también proporciona numerosos productos silvícolas no madereros (PSNM): brotes y protuberancias (nudos en el tronco del árbol) empleados en la medicina popular (Marquesini 1995) y las artesanías, y semillas consumidas como alimento por la gente y usadas como pienso por su alto valor nutritivo (Carvalho 1994) (Figura 1).

El aprovechamiento del bosque de araucaria aumentó después de 1934 cuando comenzaron los proyectos de construcción vial y se establecieron las industrias silvícolas en los Estados de Paraná y Santa Catarina. Este período coincidió también con el aumento de la demanda de tierras para la agricultura y la ganadería provocado por el crecimiento de la población del Brasil. Entre 1958 y 1987 se exportaron más de 15 millones de m³ de rollizos de araucaria, y hasta el decenio de 1970 este tipo de madera fue el producto silvícola más importante del Brasil (Reitz y Klein 1966, citado por Guerra et al. 2002). Hacia 1978 el área cubierta de bosques de araucaria se había reducido al 8% de su extensión original (FUPEF 1978). En la actualidad queda menos del 3% de la canopia silvícola original de araucaria y solo el 0,7% aparece en forma de bosque primario (FUPEF 2001).



Figura 1. Indígenas de Manguerinha (Paraná) preparando sus artesanías tradicionales con productos silvícolas no madereros (Foto: J.V. Bittencourt).

Según Laboriau y Matos Filho (1948, citado por Guerra et al. 2002) la mayor parte de las tierras silvícolas de araucaria se explotaron en tres fases: en primer lugar se cosecharon los árboles de mayor valor comercial; luego de entre los árboles que quedaron después de esa fase se aprovecharon aquellos cuya madera era de mejor calidad, y por último se quemaron las tierras para crear praderas y zonas aptas para la agricultura.

Desde el comienzo las prácticas adoptadas para el aprovechamiento comercial de la araucaria no se inspiraron en una filosofía de uso sostenible, y como resultado se produjo un dramático cambio en la apariencia de los recursos silvícolas de araucaria. Los relevamientos llevados a cabo en este proyecto de bosques secundarios de araucaria cosechados más de 50 años atrás, mostraron que no había la cantidad de árboles juveniles y adultos de araucaria originados por regeneración natural que se esperaba encontrar. Solo cuando se emplearon semillas controladas y las condiciones de luz para la regeneración se manipularon mediante tratamientos silvícolas, los árboles nuevos prosperaron bien.

En 1993 el gobierno del Brasil introdujo una nueva legislación (*Decreto-lei* n° 750) que establecía normas para la ordenación sostenible de los bosques de araucaria. Con arreglo a las normas adoptadas en el Estado de Paraná solo se podían cosechar árboles con un dap mayor de 40 cm, y se debían dejar al menos diez árboles madre de esta clase de diámetro por hectárea. En 2001 se prohibió por ley la cosecha de araucaria cuando los exámenes mostraron que quedaba menos del 3% de la cubierta original de bosque de araucaria en forma de tierras silvícolas fragmentadas (FUPEF 2001).

La transformación de la mayor parte de los bosques nativos de araucaria en tierras agrícolas y pastizales provocó la remoción de muchas poblaciones naturales. Antes de que se adoptaran regímenes de ordenación sostenible, la selección disgénica que tuvo lugar en las poblaciones aprovechadas había contribuido a reducir su variabilidad genética a niveles tan bajos que comprometían su uso con fines de conservación y mejoramiento. Por ello se necesitan urgentemente programas de conservación y mejoramiento que se basen en una comprensión de las estructuras genéticas de las poblaciones restantes.

En Brasil está creciendo la conciencia de que *A. angustifolia* es vulnerable a la erosión genética. Si bien aún no está en peligro de extinción, ya se han perdido numerosas poblaciones geográficas. Muchas áreas antes ocupadas por araucarias son usadas actualmente para apacentar ganado o para plantar árboles exóticos de rápido crecimiento. Hasta la fecha los programas de reforestación han sido limitados tanto en número como en éxito, y esto puede relacionarse con la escasa información disponible acerca de muchas características ecológicas y fisiológicas importantes de esta especie.

El gobierno del Brasil está promoviendo actualmente muchas iniciativas para proteger los recursos genéticos de araucaria. Por ejemplo la cosecha de los árboles de araucaria regenerados de manera natural está ahora prohibida por ley (PN-COMANA – Programa Nacional del Consejo Ambiental Nacional – 278, 18 de julio de 2001). Más recientemente el gobierno federal seleccionó cinco regiones del Estado de Paraná donde la conservación genética de los bosques de araucaria es hoy una prioridad (PN MMA – Programa nacional del Ministerio del Ambiente 507, 20 de diciembre de 2002). Con arreglo a esta legislación para cualquier ampliación de las áreas de plantación silvícola se debe utilizar araucaria u otras especies nativas. Sin embargo, las restricciones financieras han limitado la capacidad del gobierno brasileño para adquirir propiedades a fin de establecer unidades de conservación como parques nacionales o reservas.

El gobierno del Estado de Paraná se ha comprometido en este programa mediante el establecimiento de 'corredores de biodiversidad' a cargo de organismos del estado. Esta es una iniciativa multistitucional destinada a aumentar la conectividad entre los fragmentos de bosques de araucaria (Figura 2, al dorso) que son de interés para la conservación genética. Este proyecto es apoyado por Critical Ecosystem Partnership Fund (CEPF), Conservation International (CI), Global Environment Facility (GEF), el gobierno del Japón, la Fundación MacArthur y el Banco Mundial. El proyecto forma parte de un programa destinado a salvaguardar los puntos críticos de biodiversidad mundial amenazados en los países en desarrollo.



Figura 2. Restos de rodales silvícolas de *A. angustifolia* (foto: J.V. Bittencourt).

La pobre condición actual de los bosques naturales de araucaria en Brasil es una consecuencia de que no exista un modelo adecuado de ordenación de los bosques naturales que combine factores ecológicos, genéticos, sociales y económicos. Como las plantaciones de araucaria son menos provechosas que otras opciones de uso de las tierras —como las plantaciones de pinos o los cultivos agrícolas— esa condición resulta quizá de que la mayoría de los brasileños ve a los bosques como una simple fuente de rollizos.

La experiencia local nos ha llevado a concluir que hay dos métodos viables para lograr la conservación de los recursos genéticos de araucaria. Ambas opciones requerirán conocimientos científicos que se obtendrán al estudiar la diversidad genética de las poblaciones remanentes de araucaria:

(i) Establecer nuevas plantaciones de araucaria a cargo de los agricultores y compañías silvícolas privadas en los bosques residuales de araucaria. Esta opción requerirá semillas genéticamente mejoradas y técnicas agrosilvícolas eficaces para incrementar el provecho de las plantaciones de araucaria.

(ii) Iniciativas gubernamentales o privadas para establecer programas de conservación de araucaria *in situ* y *ex situ*. Estas iniciativas requerirán recursos financieros considerables para adquirir, establecer y mantener áreas de conservación. La creación de reservas naturales privadas protegidas (RNPP) en áreas de bosques de araucaria, sobre todo por cuenta de propietarios voluntarios, puede dar buenos resultados. Pero las partes interesadas locales querrán ver que el gobierno comparte la responsabilidad por estos emprendimientos con incentivos y subsidios. Los propietarios locales han opinado que el gobierno debería adquirir las tierras para establecer las zonas de conservación o bien proveer subsidios a los interesados locales para que mantengan intacta la canopia silvícola actual de araucaria hasta que se definan y adopten prácticas de ordenación silvícola

Recuadro 1. El fachinal: un sistema agrosilvícola tradicional de la región de bosques de *A. angustifolia* en Brasil

Algunas comunidades rurales del Estado de Paraná siguen practicando un sistema agrosilvícola tradicional llamado fachinal, introducido por inmigrantes ucranios en el siglo XIX. En este sistema, la comunidad usa las tierras silvícolas para obtener rollizos, PSNM y para apacentar animales domésticos (principalmente ganado mayor, caballos y cerdos). El sistema está diseñado en torno al uso colectivo de la tierra para la producción pecuaria y se asocia con una baja extracción de productos silvícolas cuyo resultado es un flujo regular de ingresos para las comunidades. Las especies arbóreas no madereras como *Ilex paraguariensis*, cuyas hojas se utilizan para elaborar un té llamado mate, tienen un papel importante en este sistema. *Ilex paraguariensis* aparece de manera natural en los bosques de araucaria y su supervivencia depende de la conservación de éstos.

Las familias de las comunidades de fachinal tienen cultivos anuales como maíz, porotos negros y mandioca fuera de la tierra silvícola nativa que está rodeada por vallas a fin de mantener a los animales dentro y lejos de las áreas cultivadas. En las huertas familiares se cultivan algunas plantas medicinales.

El sistema de fachinal ha contribuido a la conservación de muchos bosques de araucaria remanentes. No obstante sus ventajas ecológicas, sociales y culturales hay actualmente cada vez menos fachinales, sobre todo a causa de que las prácticas tradicionales le hacen difícil competir con los sistemas agrícolas de gran tecnología de las zonas vecinas.

Si bien el fachinal es un sistema de subsistencia con mucha menos producción agrícola y ganadera que las explotaciones agrícolas modernas, el mejoramiento de la ordenación de los recursos naturales comunales pueden ayudar a las familias de pequeños propietarios a permanecer en sus tierras tradicionales, mejorar sus condiciones de vida y al mismo tiempo asegurar la conservación de los bosques naturales de araucaria remanentes.

sostenibles y de base científica. Dado que esta posición ha provocado demoras, todavía tienen que ser protegidos numerosos fragmentos silvícolas de araucaria extremadamente valiosos para la conservación de los recursos genéticos de la especie.

Hay también otro método de ordenación de los bosques de araucaria que creemos deba ser considerado. Proviene del sistema tradicional de ordenación del recurso natural basado en la comunidad que emplean los agricultores en pequeña escala del bosque de Paraná, llamado 'fachinal' (fachinal) (Recuadro 1). Históricamente, la zona rural de Paraná se organizó en comunidades que conservaban las tierras agrícolas para uso individual y las silvícolas para uso común. El sistema se sigue practicando en algunas partes del Estado de Paraná. Sin embargo aunque muchos fragmentos de bosques de araucaria se encuentran dentro de estas unidades de ordenación comunal de la tierra, el sistema no es ahora sostenible a largo plazo para la especie porque el bosque está siendo usado para apacentamiento y esto afecta de manera negativa la regeneración natural de los árboles de araucaria.

Creemos que modificando el sistema tradicional de fachinal la conservación y uso sostenible de araucaria a largo plazo tendrá buenas posibilidades de éxito.

3. Propiedades agrícolas en el Estado de Paraná

El Estado de Paraná cubre 19,5 millones de hectáreas que representan el 2,3% del campo del Brasil. De su población de 9,5 millones de personas, el 82% reside en zonas urbanas mientras el 18% vive en la campaña. La producción agrícola del Estado de Paraná es la más alta del Brasil y representa el 23% de la del país. Alrededor de 370 000 propiedades

rurales están diseminadas por el territorio del Estado. El Cuadro 1 muestra una imagen sintética de los tamaños de las propiedades privadas y su distribución en el estado (Turra 2003).

3.1 Tipos de bosques de *A. angustifolia* y amenazas a los mismos

El ámbito natural de bosques de araucaria en el Brasil está en la parte meridional del país. La pauta de vegetación natural de la región de la araucaria es una matriz de manchas de bosque húmedo subtropical interrumpidas por praderas a menudo extensas (Klein 1963). *A. angustifolia* (Bert.) O. Kuntze representa más del 40% de los árboles de este tipo de bosque (Longhi 1980; Oliveira y Rotta 1982). Es la única especie de este género en el Brasil y, junto con *Podocarpus lambertii* Klotz (pinheiro bravo) y *Podocarpus sellowii* (pinheiro bravo da folha larga) es una de las únicas coníferas nativas del Brasil.

En el año 2002, junto con este subproyecto BMZ/IPGRI/FUPEF (Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo de Alemania/Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos/Fundación para la Investigación Silvícola en Paraná) se estuvieron desarrollando otras actividades de investigación en el marco del proyecto FUPEF/PROBIO (Proyecto Nacional de Biodiversidad) que se concentró en la investigación y desarrollo de proyectos de demostración y evaluaciones de la conservación y uso sostenible de la biodiversidad en los biomas brasileños. La investigación emprendida en el marco del PROBIO ayudó a ubicar los fragmentos remanentes de bosques de araucaria en el Estado de Paraná (Figura 3) y a seleccionar parcelas de muestra para el subproyecto BMZ/IPGRI/FUPEF. Los fragmentos silvícolas se identificaron empleando imágenes satelitales (sistema de información geográfica – Landsat 1998/99). Se condujo un examen de campo de 304 puntos seleccionados aleatoriamente en las diferentes regiones ecológicas de bosques de araucaria a fin de trazar un mapa de la distribución de los fragmentos y evaluar sus características fitosociológicas. Se emprendió un rápido examen ecológico usando las características del suelo y la vegetación para detectar la presencia de perturbaciones debidas al hombre, y para controlar la calidad de dichos remanentes.

El grupo de investigación de FUPEF/PROBIO identificó 66 109 ha de bosque primario de araucaria (0,8% del área original en el Estado de Paraná), 1,2 millones de ha (14,5%) de bosque secundario y 1,2 millones de ha (14%) de bosque en una fase temprana de regeneración (PROBIO/FUPEF 2002). Los bosques dominados por *A. angustifolia* cubrían 75 783 ha (o sea el 0,91% del Estado de Paraná), y el grupo produjo 53 mapas (1:100 000) de la bioregión silvícola de araucaria en el Estado de Paraná. Se constató que la distribución natural de araucaria era 12,4% mayor que el área previamente determinada por Maack (1981). Sin embargo el bosque de araucaria está sumamente fragmentado y la mayor parte de los fragmentos se concentra en la parte sud-central del estado. Esta es una zona montañosa dominada por tierras agrícolas (60%), praderas (18%) y bosques (4%). Actualmente comprende 112 000 propiedades pequeñas y medianas, de las cuales el 86% tiene menos de 100 ha. Históricamente la mayor parte de estas propiedades se organizaron con el sistema agrosilvícola de fachinal.

Cuadro 1. Tamaño de las propiedades y sus porcentajes relativos en el Estado de Paraná.

Tamaño (ha)	Porcentaje del total de propiedades	Porcentaje de tierras agrícolas
< 10	42	5
10 a 50	44	23
51 a 100	7	11
> 100	7	61

Fuente: Turra 2003.



Figura 3. Fragmentos de bosque de araucaria en el Estado de Paraná, Brasil. El mapa más pequeño muestra los límites del Estado de Paraná y, dentro de él en gris oscuro, el ámbito de *A. angustifolia*, ampliado en el mapa más grande. En el mapa pequeño el blanco indica las zonas sin canopia silvícola. En el mapa grande los puntos negros indican la distribución de las poblaciones de araucaria (adaptado de PROBIO/FUPEF 2002).

Utilizando marcadores no adaptativos, numerosos investigadores han identificado la variación genética en la serie natural de especies. Por ejemplo Reitz y Klein (1966) describieron nueve variedades botánicas de *A. angustifolia* sobre la base del tiempo de maduración y el color de la semilla, y después Mattos (1994) identificó una variedad más. Reitz y Klein (1966) y Kageyama y Jacob (1980) detectaron variación genética en y entre poblaciones arbóreas naturales, y algunos ejemplares de *A. angustifolia* recogidos en cinco estados brasileños mostraron estadísticamente significativas diferencias en la producción de madera cuando se midieron sus rasgos cuantitativos (Monteiro y Speltz 1980). Algunos estudios de araucaria con marcadores bioquímicos y moleculares han tratado de determinar la diversidad genética de la serie natural de la especie (Mazza 1997; Schlögl 2000; Shimizu et al. 2000). Se halló que las menores similitudes genéticas entre las poblaciones de araucaria se relacionaban con las mayores distancias geográficas.

3.2 Conservación genética de los bosques

Desde principios del siglo pasado se reconocía en el Brasil la necesidad de conservar las características genéticas de los bosques de araucaria. Sin embargo se emprendieron pocas iniciativas gubernamentales para establecer áreas de conservación (como Reservas o Parques Nacionales) en el hábitat natural de la araucaria, si bien se plantaron algunos campos de ensayo entre los decenios de 1950 y 1980. Hasta 1979 solo se habían establecido en Brasil alrededor de 90 000 ha de plantaciones (Shimizu y Oliveira 1980). Se piensa que las razones de este limitado interés por la plantación de araucaria son: (i) falta de conocimientos acerca de los factores abióticos más favorables (suelo y clima) para la producción de madera; (ii) dificultades para obtener semillas de sitios seleccionados; (iii) falta de disponibilidad de semillas genéticamente mejoradas; (iv) carencia de técnicas silvícolas específicas y (v) bajo índice de crecimiento de esta especie si se la compara con las especies *Pinus* o *Eucalyptus* (Shimizu y Oliveira 1980).

Los procedimientos de ordenación de los bosques de araucaria adoptados en Brasil en los siglos XIX y XX permitían la tala de árboles de 40 cm de dap o más. Se pensaba que los árboles restantes retendrían la variabilidad del caudal genético de la población y producirían las semillas necesarias para la regeneración natural. Sin embargo, la evaluación de este método de ordenación realizada por el IBAMA (Instituto Brasileño del Medio Ambiente y los Recursos Naturales) mostró que esto producía índices de regeneración

natural menores que los esperados. Como resultado, se cambió la legislación en 1990 (O.S. IBAMA-PR 024/90) exigiendo que no se talara al menos el 35% de los árboles por encima de los 40 cm de dap. Pero se siguieron aprovechando fragmentos de bosques de araucaria hasta el año 2001, cuando se aprobó una nueva ley (PN CONAMA 278) que prohíbe el aprovechamiento de los árboles de araucaria de cualquier población natural del Brasil. Esta ley introdujo significativos cambios en la ordenación del bosque de araucaria, y la extracción de PSNM pasó a ser la principal opción alternativa para obtener ingresos en efectivo de los bosques de araucaria. La extracción de PSNM requiere un método diferente de aprovechamiento silvícola, considerándose crucial la participación de la población local a fin de establecer estrategias de ordenación viables y útiles.

4. Investigación

4.1 Objetivos y métodos

Se llevó a cabo una evaluación preliminar de las características ecológicas de los bosques fragmentados de araucaria. Creemos que los datos obtenidos en esta evaluación serán de mucha importancia para la elaboración de toda estrategia de conservación *in situ* de los recursos genéticos silvícolas (RGS) que deba luego adoptarse. Se establecieron y evaluaron parcelas representativas de 20 x 20 m en cuatro fragmentos sujetos a diferentes regímenes de ordenación. Las parcelas estaban ubicadas en Campina da Alegria en el Estado de Santa Catarina (26° 52' 07" S de latitud y 52° 08' 01" O de longitud, altitud 880 m snm).



Figura 4. Ubicación de las municipalidades de Turvo (1), Candói (2), Mangueirinha (3) y Palmas (4) en el Estado de Paraná, Brasil.

Cuadro 2. Tipo de bosque, altura y ubicación del sitio de estudio.

Area	Tipo de bosque*	Municipalidad	Altitud (m snm)	Latitud	Longitud
1	A	Turvo	1 040	25° 02' 34" S	51° 31' 47" O
2	B	Candói	950	25° 34' 20" S	52° 03' 21" O
3	C	Mangueirinha	921	25° 56' 28" S	52° 10' 32" O
4	A	Palmas	1 035	26° 29' 03" S	51° 59' 26" O

*A = *A. angustifolia* y praderas o formaciones vegetales colonizadoras. B = Asociación de *A. angustifolia* y *Ocotea* spp. C = Área de transición entre *A. angustifolia* y *Sloanea lasiocoma* K. Schum. entre el bosque de araucaria y el de la ribera.



Figura 5. Piña femenina de *A. angustifolia* (foto: J.V. Bittencourt).

También se emprendió una evaluación de la diversidad genética en y entre numerosas poblaciones remanentes clave de araucaria en fragmentos silvícolas, a fin de obtener datos que esperamos utilizar en la planificación y ejecución de estrategias de conservación genética de la especie. Se escogieron sitios de muestreo en el Estado de Paraná en Turvo, Candói, Mangueirinha y Palmas. Cada sitio de estudio se caracterizaba por tener un tipo diferente de ordenación silvícola (Figura 4 y Cuadro 2, ambos en pág. 152). Se emplearon marcadores RAPD (amplificaciones polimórficas aleatorias del ADN) para evaluar la diversidad genética en y entre las poblaciones de araucaria.

También se examinó el marco de legislación relativa a las políticas en cuanto a sus repercusiones posibles en el estado de los RGS de araucaria. La ley introducida en 1990 exigía que se dejara en su lugar el 35% de los árboles de araucaria por encima de 40 cm de dap, y creímos probable que este cambio afectaría la estructura genética de la población de los rodales de araucaria. A fin de evaluar los efectos de esa ley comparamos la variación genética de tres poblaciones de araucaria en Campina da Alegria. La primera (= pobl 1) era una población natural poco perturbada por el hombre; la segunda (= pobl 2), una población ordenada y la tercera (= pobl 3) era un ensayo de campo de progenie establecido recientemente empleando semillas recogidas de árboles aprovechados y plantados hace 20 años. La intensidad de muestreo de las semillas para la prueba de campo de progenie fue de un árbol progenitor por cada 2,4 ha de bosque. Se seleccionaron veintinueve primeros (cebadores) RAPD para el estudio de la distancia genética entre estas tres poblaciones.

Una cuarta actividad de investigación se concentró en la identificación de marcadores moleculares que pudieran utilizarse para determinar el sexo de plantas juveniles de araucaria. Puesto que la proporción entre árboles masculinos y femeninos en una población natural es de 1:1 (Bandel y Gurgel 1967), estimamos que a los fines de la producción de semillas sería útil poder determinar el sexo de los brinzales a fin de guiar a los pequeños agricultores en sus planes de restauración, y porque creímos que la regeneración de la especie podría beneficiarse con el mantenimiento de una proporción adecuada entre los individuos masculinos y femeninos. Se reunió una cantidad a granel de árboles femeninos y masculinos y se llevó a cabo un análisis de ADN (empleando primeros de Operon Tech, Alameda, California, EE.UU.) buscando marcadores específicos de sexo del ADN extraído de una muestra de diez plantas femeninas y diez masculinas (Figura 5).



Figura 6. Miembro de una comunidad indígena que vive en la reserva de Mangueirinha (Paraná), mostrando una piña femenina de *A. angustifolia* (foto: J.V. Bittencourt).

Dada la importancia económica de la araucaria, en el decenio de 1950 numerosas instituciones de investigación silvícola del Brasil comenzaron a trabajar sobre esta especie, si bien luego ha habido muy poco seguimiento de esos ensayos de población (FUPEF 1978). Uno de los objetivos de nuestro subproyecto financiado por BMZ fue recuperar la información sobre el desempeño del crecimiento de la araucaria en esos tempranos ensayos de campo *ex situ* establecidos con semillas de diversos sitios y progenies.

En el campo de la investigación de las ciencias sociales realizamos un examen del uso tradicional de los recursos silvícolas por parte de una comunidad local organizada previamente como fachinal. Recogimos información de los conocimientos de la población local acerca de la ordenación y el uso de los bosques de araucaria (Figura 6), y tratamos de evaluar cómo percibían los temas de la conservación. Elegimos la comunidad que íbamos a estudiar sobre la base de sus conocimientos acerca de los productos silvícolas que aún seguían teniendo importancia para ganarse la vida. Las principales fuentes de ingresos de la comunidad eran la agricultura, la ganadería y más recientemente la recolección de plantas medicinales en los bosques de araucaria. Recogimos pues datos acerca de los usos actuales de los productos silvícolas de araucaria, y obtuvimos información sobre los sentimientos de la población local acerca de la conservación de la araucaria y sobre la repercusión en sus medios de vida de la prohibición del año 2001 de aprovechar la madera de esa especie.

4.2 Resultados

En el Cuadro 3 (pág. 155) se resumen las características ecológicas de parcelas silvícolas secundarias de araucaria en Campina da Alegria. La mayor parte de los árboles jóvenes de

Cuadro 3. Evaluación de los árboles de araucaria en las cuatro parcelas de bosque secundario de Campina da Alegria en el Estado de Santa Catarina, Brasil.

Evaluación	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Parcela 4
Número de árboles de araucaria	4	15	5	6
Silueta de la copa de los árboles de araucaria	Cóncava, plana	Convexa, plana (7 árboles jóvenes)	Convexa	Convexa
Area basimétrica (m ²) de todos los árboles de araucaria en la parcela	28,8	14,1	7,2	14,2
Número de especies de maderas duras	9	16	10	12
Número de ejemplares de maderas duras	21	57	28	27
Area basimétrica total (m ²) de todas las especies de maderas duras	40,2	69,5	9,5	3,5
Densidad de retoños de <i>Bambusa</i> sp. en el espacio, que compiten con la regeneración de la araucaria	Muy alta	Rara	Rara	Alta
Individuos de <i>Dicksonia</i> sp. por parcela, que compiten con la regeneración de la araucaria	8	-	18	-
Densidad del manto de especies herbáceas	Baja	Baja	Alta (Pteridofita)	Alta
Condiciones de luz (sombra) Observación visual	Muy sombreada	Poco sombreada	Sumamente sombreada	Sumamente sombreada
Presencia de <i>Ilex paraguariensis</i>	Sí	-	Sí	Sí
Presencia de <i>Ocotea porosa</i>	Sí	-	-	Sí

araucaria (ejemplares de menos de 3 m de altura) crecían debajo de especies de árboles de maderas duras, principalmente de la familia Laureaceae, y solo unos pocos crecían debajo de árboles maduros de araucaria, lo que parece indicar mejor regeneración de la araucaria debajo de una canopia de otras especies. No se encontraron brinzales ni en la sombra profunda ni a plena luz, lo que indicaría que la luz es un factor importante para la regeneración natural y el crecimiento de la araucaria cuando es joven. También observamos que muchos de los árboles jóvenes que crecían debajo de las copas de maderas duras tenían troncos y copas de poca calidad. Llegamos a la conclusión de que se necesitaban ulteriores estudios a fin de determinar un régimen de ordenación de la luz adecuado para que los brinzales de araucaria lleguen a la edad adulta. Esto fue importante porque corroboraba nuestra idea preliminar sobre las condiciones de luz que se necesitarían para establecer brinzales de araucaria en programas de recuperación y en plantaciones.

El nivel de variabilidad genética encontrado en los cuatro sitios investigados en el Estado de Paraná (Turvo, Candói, Mangueirinha y Palmas) era del 15% entre las poblaciones y del 85% dentro de las poblaciones. Las poblaciones de Turvo y Mangueirinha mostraban el mayor porcentaje de loci polimórficos (81,97% y 77,05% respectivamente) seguidos por las poblaciones de Palmas (74,29%) y Candói (68,80%). Sobre la base de estos resultados,

las estrategias de conservación *in situ* deberían dar prioridad a las poblaciones de Turvo y Mangueirinha.

Al evaluar el impacto de la ordenación de los RGS practicada antes de 1990 en las poblaciones arbóreas de araucaria de Campina da Alegria, hallamos entre ellas una segregación genética que puede relacionarse de alguna manera con las intervenciones humanas (Figura 7). Cuando comparamos la población natural (pobl 1) y la ordenada (pobl 2), hallamos una reducción del 11,58% de loci polimórficos. La diferencia aumentaba al 27,43% cuando comparamos la población natural (pobl 1) con la del ensayo de progenie (pobl 3), lo que muestra una clara segregación del ensayo de progenie tanto respecto de la población natural como de la ordenada.

Sobre la base de este resultado parecería que el régimen de ordenación adoptado en el decenio de 1990 (dejar el 35% de árboles maduros de araucaria) era sostenible del punto de vista genético, puesto que no reducía significativamente la variabilidad genética de las nuevas poblaciones del bosque secundario establecidas después del aprovechamiento maderero. Sin embargo, para que estos hallazgos sean concluyentes y útiles a fin de desarrollar directrices para los programas de conservación genética *in situ*, necesitarán ser corroborados por estudios más abarcadores basados en muestras más amplias de árboles padre. Lo ideal para los estudios de conservación *ex situ* sería recoger el material vegetal cosechando árboles en una muestra mayor que un árbol madre cada 2,4 hectáreas o cada 50 árboles.

Para la selección destinada a identificar las bandas polimórficas de reconocimiento de las diferencias de sexo utilizamos 600 primeros RAPD. Los marcadores moleculares identificados no resultaron vinculados con los genes de determinación del sexo, y por lo tanto el objetivo propuesto no pudo ser alcanzado en el marco temporal del proyecto.

En el Cuadro 4 se resume la información que recogimos sobre ensayos de campo y bancos de genes de araucaria en el Brasil. Algunos de estos ensayos comprendían pruebas de crecimiento de poblaciones naturales, y otros los combinaban con ensayos de crecimiento de progenie. Esta iniciativa generó datos sobre la composición genética de diferentes poblaciones vegetales naturales de diversas regiones del Brasil en el pasado, y como tal será muy útil si y cuando se ejecuten programas de recuperación.

Solo se han publicado los resultados de algunos de estos ensayos de campo. Por ejemplo Shimizu e Higa (1980) publicaron los resultados de un ensayo de campo de seis años con plantas provenientes de 12 poblaciones naturales establecidas en Itapeva, São Paulo. Los ensayos revelaron la existencia de una variación genética significativa entre las regiones, y que las poblaciones de una misma región eran más similares entre ellas que

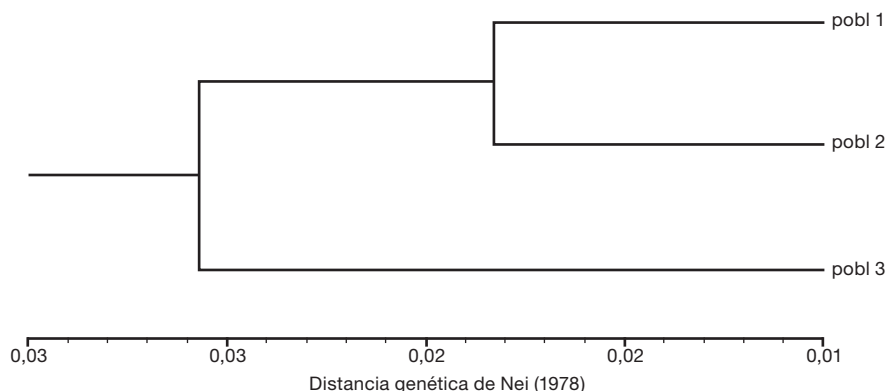


Figura 7. Dendrograma que representa la distancia genética (Nei 1978). Pobl 1 = población natural con poca intervención humana; pobl 2 = una población secundaria ordenada; pobl 3 = ensayo de campo de progenie establecido con semillas recogidas de árboles aprovechados (adaptado de Medri et al. 2003).

a las poblaciones de regiones distantes. Estos hallazgos apoyan la hipótesis de Gurgel y Gurgel Filho (1973) sobre la existencia de ecotipos o razas geográficas de *A. angustifolia*, si bien algunos árboles crecidos de semillas recogidas cerca de las zonas plantadas no mostraban un índice de supervivencia o crecimiento mayor. En general, y con un par de excepciones, las poblaciones del Brasil meridional más lluvioso mostraban el mejor crecimiento y las de la región septentrional más seca el menor crecimiento. No obstante se halló una fuerte correlación entre la altura de la planta y la latitud, con individuos de un par de proveniencias septentrionales que tendían a crecer incluso mejor en Itapeva, en el sur, que los individuos de las poblaciones meridionales (Cuadro 5, pág. 159), lo que indica una considerable plasticidad de la pauta de crecimiento de esta especie.

Si bien trabajos como el de Shimizu e Higa (1980) sobre la araucaria son prometedores, se necesitan muchos más estudios de este tipo para sacar provecho de estos tempranos ensayos de campo. Esta información sería de gran utilidad para ayudarnos a desarrollar estrategias de mejoramiento aplicables a diferentes partes del país.

Mientras investigábamos los temas socioeconómicos encontramos que, a causa de la legislación vigente que limita el aprovechamiento silvícola de araucaria, el foco de la atención económica de la población local se ha desplazado de los bosques de araucaria a los PSNM. En ciertos hogares la recolección de semillas de araucaria para la alimentación o la producción de brinzales es una excelente alternativa económica respecto del aprovechamiento maderero, a pesar de que el período de producción de semillas se limita a los meses de abril, mayo y junio. Se ha estimado que una hectárea de bosque de araucaria produce un promedio de 180 kg de semillas por año. Considerando un precio de mercado de 0,60 \$EE.UU. por kg esto equivale a un ingreso bruto anual de 108 \$EE.UU./ha para la semilla de araucaria solamente.

Si bien esta sigue siendo una modesta actividad generadora de ingresos, el examen de la comunidad reveló también que los agricultores locales utilizan otras 70 especies de arbustos y plantas herbáceas solamente con propósitos medicinales (Bittencourt e Higa 2004). Aunque nuestro proyecto se concentraba en el uso de las plantas medicinales tradicionales, en su vida diaria la población local utiliza muchos otros PSNM. Por lo tanto el mantenimiento de ecosistemas silvícolas saludables de *A. angustifolia* asegura muchos otros beneficios críticos para el bienestar de la comunidad local. Aunque es difícil cuantificar estos beneficios en términos monetarios, no deben ser dejados de lado al determinar el valor de conservación de los recursos genéticos silvícolas de araucaria.

5. Conclusiones y recomendaciones

Este estudio reveló que la actual legislación silvícola de Brasil no es adecuada para asegurar el mantenimiento de los bosques de *A. angustifolia*. En efecto, la ley de 2001 parece haber tenido un efecto negativo en la canopia silvícola. Muchos pobladores locales ya no plantan la especie porque están preocupados de que sus árboles pasen a ser intocables debido a la prohibición actual de aprovechamiento maderero.

La investigación llevada a cabo en el contexto del proyecto FUPEF/PROBIO (2001) confirmó la evidencia anterior de una pronunciada diferenciación geográfica de la especie en el aspecto genético. Se identificaron regiones con mayor diversidad genética, que deberán convertirse en áreas prioritarias de conservación. De las poblaciones examinadas en nuestra investigación, dos en particular (Turvo y Mangueirinha) resultaban las más adecuadas para programas de conservación genética *in situ* en el Estado de Paraná.

Recomendamos que las actividades de conservación *in situ* y de recolección de semillas para actividades y programas de restauración *ex situ* tengan alta prioridad en las restantes 66 000 ha de bosques maduros de araucaria y en las 76 000 ha de bosques mixtos de araucaria del Estado de Paraná.

En los sitios más degradados se deberían adoptar prácticas de ordenación sostenible porque la araucaria responde bien a la silvicultura, y se está conociendo más acerca de su reacción flexible a diferentes condiciones de luz. La ordenación de la araucaria debería concentrarse en los actuales 2,4 millones de ha de bosques secundarios de esa especie, e incluir no solo el aumento de *A. angustifolia* sino también de *Ocotea porosa* e

Cuadro 4. Ensayos de campo con *A. angustifolia* en el Brasil.

Institución *	Año de plantación	Estructura	Número de regiones	Ubicación de los ensayos de campo **
IF SP	1952	Población	4	Santa Rita do Passa Quatro, SP
IF SP	1967	Población	13	Batatais, SP
IF SP	1967	Población	17	Campos do Jordão, SP
IF SP	1967	Población	19	Avaré, SP
IF SP	1967	Población	15	São Miguel Arcanjo, SP
Klabin	1967	Población	24	Telêmaco Borba, PR
IBAMA	1967	Población	23	Irati, PR
Swedish Match	1967	Población	11	São João do Triunfo, PR
Rigesa	1967	Población	23	Três Barras, SC
IBAMA	1974	Población	18	Três Barras, SC
Guaraci	1974	Población	18	Guaraci, PR
Sguario	1974	Población	18	Itapeva, SP
IF SP	1974	Pobl/progenie	5 poblaciones	Itapeva, SP
IF SP	1974	Pobl/progenie	5 poblaciones	Itapetininga, SP
IBAMA	1975	Pobl/progenie	3 poblaciones	Três Barras, SC
IPEF	1975	Pobl/progenie	3 poblaciones	Guarapuava, PR
IPEF	1975	Pobl/progenie	3 poblaciones	Lages, SC
IPEF	1975	Pobl/progenie	3 poblaciones	Campos do Jordão, SP
IF SP	1980	Pobl/progenie	12	Itapeva, SP
IF SP	1980	Pobl/progenie	12	Itapetininga, SP
EMBRAPA	1980	Pobl/progenie	12	Colombo, PR
UFPR	1980	Pobl/progenie	12	Quatro Barras, PR

* Instituciones: IF SP = Instituto Silvícola de São Paulo; Klabin = Industrias Silvícolas de Klabin do Paraná; IBAMA = Dirección de Medio Ambiente de Brasil; Rigesa = Mead Westvaco Rigesa Forest Industries; Swedish Match, Guaraci, Sguario = industrias silvícolas; IPEF = Instituto de Investigación Silvícola de Brasil; EMBRAPA = Companhia de Investigación Agrícola y Ganadera de Brasil; UFPR = Universidad Federal de Paraná.

** Ubicaciones: SP = Estado de São Paulo; PR = Estado de Paraná, SC = Estado de Santa Catarina.

Cuadro 5. Plantas de araucaria de diferentes poblaciones que crecen en Itapeva, Brasil.

Población	Latitud	Altitud (m)	Precipitaciones (mm)	Distancia desde el origen (km)
01. Quedas do Iguaçu, PR	25°30'	650	1 500	380
02. Cascavel, PR	25°02'	750	1 662	425
03. Irati, PR	25°30'	880	1 442	210
04. Itapeva, SP	24°24'	900	1 400	0
05. Itatiaia, RJ	22°23'	2 100	2 416	490
06. S. Fco. De Paula, RS	29°20'	910	2 252	575
07. Telêmaco Borba, PR	24°17'	900	1 421	185
08. Barracão, PR	26°13'	835	1 686	500
09. Chapecó, SC	27°07'	675	2 180	475
10. Caçador, SC	26°47'	960	1 567	325
11. Santa Maria, RS	29°20'	450	1 767	765
12. Cocaina*, SP	22°50'	1 400	1 681	480
13. São Joaquim, RS	28°19'	1380	1 593	450
14. Campo Mourão, PR	24°23'	800	1 640	345
15. Campos do Jordão, SP	22°44'	1 630	1 350	395
16. V. Grande do Sul*, SP	21°50'	1 000	1 200	355
17. Passo Fundo, RS	28°15'	708	1 650	550
18. Lauro Muller, SC	28°26'	250	1 438	465

Distancia del origen (km) = distancia entre los sitios de donde son originarias las poblaciones y el sitio donde se plantaron las semillas de esas poblaciones (Itapeva). * = semillas recogidas en plantaciones. SP = Estado de São Paulo; PR = Paraná, SC = Santa Catarina; RS = Río Grande do Sul; RJ = Río de Janeiro. Fuente: Shimizu e Higa (1980).

Ilex paraguariensis. Também deveria incluirse el control de especies competidoras como *Bambusa* sp. y *Dicksonia* sp. Se deberían establecer corredores de biodiversidad para conectar los fragmentos silvícolas de araucaria del Estado de Paraná.

En el pasado se han emprendido ensayos de campo solo parcialmente completados con árboles de araucaria de poblaciones adaptadas a condiciones ambientales variables. Se deberían realizar más investigaciones sobre los resultados de crecimiento de las poblaciones muestreadas para disponer de material vegetal apropiado para la reforestación y recuperación de los bosques. Para las plantaciones comerciales se deberían preferir las proveniencias septentrionales cuyo crecimiento parece ser mejor.

La presente investigación contó con el activo apoyo, el compromiso y la contribución de las comunidades locales cuyos medios de vida dependen de muchos PSNM obtenidos en los bosques de araucaria que rodean sus aldeas y ciudades. Se encontraron numerosas plantas medicinales importantes creciendo debajo de la canopia de araucaria. La ordenación sostenible de los fragmentos silvícolas de araucaria a cargo de pequeños propietarios para extraer sus PSNM puede ser una opción económica viable para la población local.

Referencias

- Bandel, G. and J.A.A. Gurgel. 1967. Proporção do sexo em *Araucaria angustifolia*. Silvicultura em São Paulo 6:209-220.
- Bittencourt, J.V. and A. Higa. 2004. Final report of the IPGRI/BMZ-funded project, Conservation, Management and Sustainable Use of Forest Genetic Resources with Reference to Brazil and Argentina. International Plant Genetic Resources Institute (IPGRI), Rome, Italy.
- Carvalho, P.E.R. 1994. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Centro Nacional de Pesquisa de Florestas (EMBRAPA-CNPQ), Colombo, Brazil.
- Einig, W., A. Mertz and R. Hamp. 1999. Growth rate, photosynthetic activity, and leaf development of Brazil pine seedlings (*Araucaria angustifolia* [Bert.] O. Bert.). Plant Ecol. 143:23-28.
- FUPEF (Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná). 1978. Inventário florestal do pinheiro no sul do Brasil. Relatório Final. Curitiba, Brazil.
- FUPEF (Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná). 2001. Projeto de conservação e utilização sustentável da diversidade biológica – PROBIO, subprojeto Conservação do Bioma Floresta com Araucária. Curitiba, Brazil.
- Guerra, M.P., V. Silveira, M.S. dos Reis and L. Schneider. 2002. Exploração, manejo e conservação da araucária (*Araucaria angustifolia* [Bert.]). Pp. 85-101 in Sustentável Mata Atlântica: A Exploração de Seus Recursos Florestais (L.L. Simões and C.F. Lino, eds.). Editora Senac São Paulo, Brazil.
- Gurgel, J.T.A. and O.A. Gurgel Filho. 1965. Evidências de raças geográficas no pinheiro brasileiro *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. Ciência e Cultura 17:33-39.
- Gurgel, J.T.A. and O.A. Gurgel Filho. 1973. Caracterização de ecótipos, em âmbito nacional para o pinheiro brasileiro *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. Silvicultura em São Paulo 8:127-134.
- Hilton-Taylor, C. 2000. 2000 Red List of threatened species. International Union for the Conservation of Nature (IUCN), Gland, Switzerland.
- Inoue, M.T., F. Galvão and D.V. Torres. 1979. Estudo ecofisiológico sobre *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze: Fotossíntese em dependencia da intensidade luminosa. Floresta 11:7-11.
- Kageyama, P.Y. and W.S. Jacob. 1980. Variação genética entre e dentro de populações de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. Pp. 83-86 in IUFRO (International Union of Forest Research Organizations) Meeting on Forestry Problems of the Genus *Araucaria*, 1979, Curitiba, Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná (FUPEF), Curitiba, Brazil.
- Klein, R.M. 1960. O aspecto dinamico do Pinheiro do Paraná. Sellowia 12:17-44.

- Klein, R.M. 1963. Observações e considerações sobre a vegetação do Planalto nordeste catarinense. *Sellowia* 15:39-56.
- Laboriau, L.F.G. and A. Matos Filho. 1948. Notas preliminares sobre a Região da Araucária. *Anuário Brasileiro de Economia Florestal*, 1. Rio de Janeiro, Brazil.
- Longhi, S.J. 1980. A estrutura de uma floresta natural de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze, no sul do Brasil. MSc Thesis, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brazil.
- Maack, R. 1950. Notas complementares a apresentação preliminar do mapa fitogeográfico do Estado do Paraná (Brasil). *Arquivos do Museu Paranaense*, 7:351-361.
- Maack, R. 1981. Geografia física do Estado do Paraná. Livraria José Olympio, Rio de Janeiro, Brazil.
- Marquesini, N.R. 1995. Plantas usadas como medicinais pelos índios do Paraná e Santa Catarina, sul do Brasil: guarani, kaingang, xokleng, ava-guarani, kraô e cayuá. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brazil.
- Mattos, J.R. 1994. O Pinheiro Brasileiro (2nd edn.), Lages, Brazil.
- Mazza, M.C.M. 1997. Use of RAPD markers in the study of genetic diversity of *Araucaria angustifolia* (Bert.) populations in Brazil. Pp 103-111 in *Recent Advances in Biotechnology for Tree Conservation and Management* (S. Bruns, S. Mantell and A.M. Tragardh Viana, eds.). International Foundation for Science, Stockholm, Sweden.
- Medri, C., P.M. Ruas, A.R. Higa, M. Murakami and C. de F. Ruas. 2003. Effects of management on the genetic variability in a population of *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. *Silvae Genet.* 52(5/6):202-205.
- Monteiro, R.F.R. and R.M. Speltz. 1980. Ensaio de 24 procedências de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O Ktze. Pp 181-200 in *International Union of Forestry Organizations (IUFRO) Meeting on Forestry Problems of the Genus Araucaria*. FUPF (Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná), Curitiba, Brazil.
- Nei, M. 1978. Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics* 89:583-590.
- Oliveira, Y.M.M. and E. Rotta. 1982. Levantamento da estrutura horizontal de uma mata de araucária no primeiro planalto paranaense. *Bol. Pesq. Florestal*, Colombo 4:1-45.
- PROBIO/FUPF (Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná). 2002. Projeto de conservação e utilização sustentável da diversidade biológica Brasileira (PROBIO). Relatório de Atividades, período 1996-2002. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brazil.
- Reitz, R. and R.M. Klein. 1966. *Araucariaceas*. Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí, Santa Catarina, Brazil.
- Roderjan, C.V., F. Galvão, Y.S. Kuniyoshi and G. Hatschbach. 2002. As unidades fitogeográficas do Estado do Paraná. *Ciência e ambiente*, Santa Maria, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Brazil, 24:75-92.
- Schlögl, P.S. 2000. Análise da diversidade genética em regiões não codificadoras de DNAs de cloroplastos em *Araucaria angustifolia* por PCR-RFLP. MSc Dissertation, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brazil.
- Shimizu, J.Y. and A.R. Higa. 1980. Variação genética entre e dentro de populações de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze na região de Itapeva – São Paulo. Meeting on Forestry Problems of the Genus *Araucaria*. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná (FUPF), Curitiba, Brazil.
- Shimizu, J.Y. and Y.M.M. Oliveira. 1981. Distribuição da variação e usos dos recursos genética de araucária no Sul do Brasil. EMBRAPA-URPFCS (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária). Curitiba, Brazil.
- Shimizu, J.Y., P. Jaeger and S.A. Sopchaki. 2000. Variabilidade genética em uma população remanescente de araucária no Parque Nacional do Iguaçu, Brasil. *Boletim de Pesquisa Florestal* 41:18-36.
- Shimoya, S. 1962. Contribuição ao estudo do ciclo biológico de *Araucaria angustifolia* (Bertoloni) O. Ktze. *Experientiae* 2(2):520-540.
- Turra, F.E. 2003. Cooperativismo Paranaense. Curitiba, Brasil.



Capítulo 8

Aspectos genéticos y ecológicos del aprovechamiento de los productos silvícolas no madereros en dos colonias del Amazonas occidental

P. Kageyama¹, D. Caron¹, F. Gandara¹, K. Martins², L.H. de Oliveira Wadt³, C.M.B. de Lacerda⁴, N. Terezinha Boufleuer⁵, L. Arruda Ribas², A.M. Moreno² y E.M. Ferraz²

¹ Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo (ESALQ-USP), Piracicaba, Brasil

² Laboratório de Reprodução e Genética de Espécies Arbóreas, ESALQ-USP, Piracicaba, Brasil

³ Universidade Federal do Acre, Rio Branco, Acre, Brasil

⁴ IMAC (Instituto do Meio Ambiente do Acre), Rio Branco, Acre, Brasil

⁵ SEPROF (Secretaria de Agricultura Familiar e Extrativismo), Rio Branco, Acre, Brasil

1. Introducción

Este capítulo presenta un panorama de la evolución de los regímenes de uso y tenencia de la tierra en el Amazonas brasileño, ilustrado con ejemplos del Estado de Acre. Evalúa luego las características genéticas y ecológicas de cuatro especies que dan productos silvícolas no madereros (PSNM) en dos tipos de colonias rurales: los Proyectos de Colonias (Projetos de Assentamento o PA) y los Proyectos de Colonias de Extracción (Projetos de Assentamento Extrativista o PAE), como los define el INCRA (Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária o Instituto Nacional de Colonización y Reforma Agraria). Se escogieron estos dos tipos de colonias porque comprenden diferentes regímenes de uso y tenencia de las tierras, y pueden por lo tanto mostrar diferentes pautas de impacto en los recursos silvícolas.

También examinamos los tipos de colonias y la razón de su creación, e hicimos recomendaciones para lograr prácticas mejoradas de ordenación silvícola basadas en los resultados de nuestra investigación.

2. Evolución de los regímenes de uso y tenencia de la tierra en el Estado de Acre

A fines del decenio de 1870, obligados por sequías recurrentes y alentados por el gobierno, alrededor de 250 000 habitantes del nordeste brasileño (en especial del Estado de Ceará) emigraron a la región del Amazonas para trabajar en la naciente industria del caucho. En particular el estado amazónico de Acre (unos 150 000 km²) registró significativos índices de inmigración. A principios de 1900 la inmigración cayó, luego del colapso de las actividades caucheras. No obstante durante la Segunda Guerra Mundial recomenzó el flujo de inmigrantes del nordeste de Brasil como consecuencia del aumento de la demanda de caucho.

A partir del decenio de 1970 el gobierno federal del Brasil lanzó una serie de programas de desarrollo regional e iniciativas de reforma agraria. Entre ellos el Programa Nacional

de Integración (Programa de Integração Nacional o PIN) de 1970 y el Programa de Redistribución de Tierras y Estímulo de la Agroindustria del Norte y Nordeste (Programa de Redistribuição de Terras e de Estímulo à Agroindústria do Norte e Nordeste o PROTERRA) en 1971 recibieron los mayores recursos y atención. Con la meta de ocupar la zona del Amazonas a lo largo de la Autopista Transamazónica, el PIN creó colonias agropecuarias (Proyectos de Colonización o PC) destinados a “integrar a las personas sin tierras del nordeste con las tierras sin personas de la Amazonia”.

Desde fines del decenio de 1960, estimulados por el incentivo de la cría de ganado, la minería y el aprovechamiento maderero, las empresas y los particulares del Brasil meridional comenzaron a mudarse a Acre. Hasta principios del decenio de 1970 la extracción de caucho había sido la principal industria de Acre, donde se la practicaba a través de los así llamados ‘barrações de aviamento’ en los cuales los propietarios de las tierras silvícolas cambiaban el caucho por bienes y servicios. Para el decenio de 1970 la cría de ganado se había extendido por el Brasil causando tensiones entre los usuarios tradicionales de las tierras (comunidades, poblaciones y agricultores) y los nuevos colonos con regímenes de tenencia y acceso diferentes.

Entre 1970 y 1975 alrededor del 80% del territorio del estado se vendió a nuevos inversores provenientes del sur (Brandford y Glock 1985) provocando una disminución de alrededor del 65% del área dedicada a las actividades de ‘extracción’ (extracción de caucho y recolección de nueces de Brasil). No obstante aumentó la cantidad de hogares rurales que declaraban que la extracción era su principal actividad económica, como resultado del crecido número de recientes terrajadores de caucho autónomos que se habían quedado en el bosque tras el colapso de las fincas caucheras tradicionales (Schwartzman 1992). En el decenio de 1980, liderados por Chico Mendes, los derechos de los terrajadores de caucho fueron defendidos ante una creciente y poderosa oposición de fincas agrícolas nuevas y ampliadas.

En 1985 se creó el Consejo Nacional de Terrajadores de Caucho (Conselho Nacional dos Seringueiros – CNS) que inició una lucha para que se otorgaran concesiones en forma de ‘seringais’ (propiedades señaladas para la extracción de caucho) a las comunidades activamente comprometidas en la extracción de productos silvícolas en Acre.

Más o menos en ese tiempo se lanzó en el Brasil el Plan Nacional de Reforma Agraria, que creó además otros tipos de colonias por los resultados considerados no satisfactorios obtenidos de los anteriores PC (llamados después Projetos de Assentamento – PA o Proyectos de Colonización). Por lo tanto en 1987 la Dirección Federal de Reforma Agraria (INCRA) estableció Proyectos de Colonias de Extracción (Projetos de Assentamento Extrativista o PAE) y tras un decreto presidencial de 1990, el Instituto Brasileño del Medio Ambiente y los Recursos Naturales Renovables (IBAMA), con el apoyo del CNS, creó Reservas de Extracción (Reservas Extrativistas – RESEX; ver el Recuadro 1). El RESEX surgió como un tipo de uso de la tierra dispuesto para legitimar los derechos de uso de los recursos silvícolas por parte de familias que vivían tradicionalmente en las zonas silvícolas. De esta manera se creó en Brasil un nuevo tipo de Unidad de Conservación (UC) bajo la forma de zonas designadas especialmente y adjudicadas a personas del lugar para el uso sostenible de los recursos naturales tanto para el consumo interno como para el comercio.

Pese a tener a veces programas en conflicto, dos organismos federales, uno (INCRA) tradicionalmente empeñado en abrir los bosques a las colonias humanas y al desarrollo agrícola y el otro (IBAMA) que trata de proteger los ecosistemas silvícolas y sus recursos biológicos, se convirtieron en organismos conjuntamente responsables de la supervisión de las actividades de extracción en los bosques de Brasil (Smith et al. 1995).

En el año 2000, aproximadamente el 17% (o sea 2 598 886 ha) del Estado de Acre estaba ocupado por PAE y RESEX, estimándose que unas 4500 familias vivían en esas tierras. Aproximadamente el 72% de esas familias vivían en RESEX (IBGE 2000). En el Cuadro 1 (pág. 166) figura una lista de PAE y RESEX en el año 2002.

Recuadro 1. Reservas de extracción (RESEX)

Las RESEX son zonas protegidas destinadas a alcanzar la autosuficiencia económica mediante el uso sostenible de los recursos naturales renovables por parte de personas que practican sistemas tradicionales de extracción. El régimen de extracción está regulado por un contrato de concesión acompañado por un plan de ordenación aprobado por IBAMA (Allegretti 1992).

Las reservas de extracción se caracterizan por tener una compleja distribución de derechos individuales y comunitarios, típicamente impuesta por las pautas de distribución de los recursos en el espacio, en oposición a las pautas de uso estandarizadas en otros regímenes de tenencia. Han sido definidas por Allegretti (1990) como “tierras públicas señaladas con el propósito específico de lograr un uso sostenible de los productos silvícolas, cuyos derechos de propiedad se establecen con arreglo a las pautas tradicionales de uso de la tierra en lugar de importar modelos de ocupación”.

El ‘seringal’ es un sector de árboles de caucho o de bosque que entra completa o parcialmente en la reserva y se divide en unidades de ordenación más pequeñas (‘colocações’). Cada propiedad es ocupada por una familia y contiene pistas para el caucho o ‘estradas de seringa’ propias. Una familia promedio administra por lo general tres pistas, cada una de las cuales puede tener hasta 150 árboles de caucho. El tamaño de la ‘colocação’ se define actualmente por el número de árboles adultos de *Hevea brasiliensis* incluidos en la misma (CNS 1993). Este sistema de adjudicación de tierras es por lo tanto muy diferente de otros tipos cuyas parcelas tienen una extensión geográfica menos flexible.

Los derechos a los recursos en los RESEX se definen pues inicialmente por la ubicación de los árboles de caucho y luego por las pistas que los vinculan. Los ‘seringueiros’ permiten que otras personas pasen libremente por su ‘colocação’ pero las zonas donde se ubican las pistas se consideran como relativamente exclusivas. Además, cada familia tiene una zona desmontada donde vive, cuida algunos cultivos de subsistencia y cría pequeños animales (Murrieta y Rueda 1995). Las nueces de Brasil son el segundo producto de extracción más importante, y por lo general se considera a los árboles como propiedad de una ‘colocação’ en particular. Los seringueiros tienen también derechos de caza en zonas señaladas de bosque.

Diferencias entre PA y PAE

Las familias comprendidas primero en los PC y en los posteriores PA eran habitualmente agricultores que reemplazaban los bosques por cultivos y aseguraban así al mismo tiempo sus derechos de tenencia. Por el contrario los nuevos PAE eran administrados por colonos que ya habían estado en la zona durante algún tiempo y mostraban mayor sensibilidad respecto de la conservación de los recursos. Otra diferencia significativa entre los PA y los PAE era el tamaño de las parcelas adjudicadas a las familias, y esto tenía implicaciones en cuanto a la deforestación y la degradación del medio natural. Las parcelas PAE eran por lo general de unas 300 ha, mientras que las parcelas PC y PA eran de entre 25 y 80 ha (ver Cuadro 1). En los PC y PA el cultivo tenía lugar habitualmente por lapsos de uno a tres años después de remover el bosque. Se plantaban cultivos anuales en el primer año después de la corta y quema, para reemplazarlos con cultivos perennes o praderas en los años sucesivos. En los PAE, las zonas cultivadas eran mucho más pequeñas y a menudo volvían a ser bosques secundarios una vez abandonadas. En los PA, como las talas silvícolas eran relativamente mayores que las de los PAE y dado que eran utilizadas para el apacentamiento de ganado, también era más probable que resultaran gravemente degradadas. Debido a estas diferencias intrínsecas, el impacto de los programas de PC y PA en los rodales silvícolas es considerablemente mayor que el de los PAE.

Cuadro 1. Reservas de Extracción (RESEX) y Proyectos de Colonias de Extracción (PAE, sigla en portugués) en la Amazonia, presentados en el orden cronológico de su establecimiento.

Proyectos	Ubicación	Creación	Area (ha)	Población
PAE INCRA				
Remanso	Capixaba/AC	1987	39 570	790
Santa Quitéria	Brasiléia	1988	44 205	750
Cachoeira -Chico Mendes	Xapuri/AC	1988	24 898	340
Antimary	Boca do Acre/AM	1988	260 227	4 340
Terruã	Pauini/AM	1989	139 236	2 320
Riozinho	Sena Madureira/AC	1989	35 896	600
Porto Dias	Acrelândia/AC	1989	22 125	415
Porto Rico	Epitaciolândia/AC	1991	7 530	230
Santo Antonio Mourao	Eirunepé/AM	1992	21 525	1 000
Maracá I, II, III	Mazagão/AP	1997	363 500	5 340
Praialta/Piranheira	Nova Efigênia/PA	1997	22 000	1 250
Canary	Bujari/AC	1997	8 054	135
Caquetá (*)	Porto Acre/AC	1997	28 686	516
Limoeiro	Bujari/AC	1998	11 150	185
Subtotal			1 028 602	18 211
RESEX IBAMA				
Alto Juruá	Thaumaturgo/AC	1990	506 186	~6 000
Chico Mendes	Varios distritos/AC	1990	970 570	~9 000
Rio Cajari	Varios distritos/AP	1990	481 650	3 283
Rio Ouro Preto	Guajará-Mirim/RO	1990	204 583	431
Quilombo do Freixal	Mirinzal/MA	1992	9 542	900
Ciriáco	Cindelandia/MA	1992	7 050	1 150
Mata Grande	Senador LaRoque/MA	1992	10 450	500
Médio Juruá	Carauari/AM	1997	253 226	700
Tapajós-Arapiuns	Santarém/PA	1998	647 610	4 000
Lago do Cuniã	Porto Velho/RO	1999	52 065	400
Tarauacá	Tarauacá/AC	2000	151 199	n.a.
Cazumbá-Iracema	Sena Madureira/AC	2002	748 817	1 300
Subtotal			4 052 228	~27 000
TOTAL			5 080 830	~ 45 211

Fuente: adaptado de INCRA e IBAMA, <http://www.ibama.gov.br/resex/resex.htm> (Brown y Resende 2000; Kainer et al. 2003). Explicación: AC = Acre, PA = Pará, RO = Roraima, MA = Maranhao, AP = Macapá, AM = Amazonas. (*) El seringal Caquetá figura listado entre los PAE, aunque en el momento en que se realizaba el estudio aún no había sido oficialmente reconocido como tal, no obstante estuviera ordenado como un PAE.

En el Estado de Acre se producían conflictos por el uso de los recursos naturales en las zonas donde los PA colindaban con los PAE y donde los agricultores de PA ejercían una presión firme y creciente sobre los recursos silvícolas que rodeaban sus colonias por la caza y la recolección de PSNM. Pese a estos conflictos, Acre tiene el más bajo índice de deforestación entre los estados amazónicos de Brasil (Lorentzen y Amaral 2002) lo que se interpreta como una evidencia de que los marcos que reglamentan el acceso y el uso de los recursos naturales crean buenas condiciones para la conservación de los ecosistemas silvícolas.

En 1999 se introdujo en el Estado de Acre una nueva política de ordenación de los recursos naturales elaborada para mejorar los niveles locales de vida. Con arreglo a esta política el gobierno estatal (llamado Governo da Floresta o Gobierno del Bosque) alienta la extracción certificada de rollizos y PSNM y al mismo tiempo apoya la agricultura tradicional. Bajo las nuevas directrices, la explotación silvícola está regulada por contratos y acuerdos específicos entre el estado y las terceras partes, sean estas firmas privadas, organizaciones no gubernamentales (ONG), asociaciones de poblaciones tradicionales o instituciones representativas como el Centro Nacional de Desarrollo Sostenible de las Poblaciones Tradicionales (Centro Nacional de Desenvolvimento Sustentado das Populações Tradicionais – CNPT) u otras.

3. Actividades de investigación

3.1 Los sitios de estudio

Escogimos sitios de estudio en el estado brasileño de Acre (Figura 1), en la municipalidad de Porto Acre. Oficialmente establecida en 1992, esta municipalidad cubre 2923 km² y tiene una población de 9749 personas, el 88% de las cuales vive en las zonas rurales. En estos sitios investigamos un PA (Porto Alonso) y un PAE (Caquetá).

Para nuestro estudio seleccionamos cuatro especies arbóreas: *Bertholletia excelsa*, *Hevea brasiliensis*, *Carapa guianensis* y *Euterpe precatoria*, por su importancia para los medios de vida locales, fuera esto debido a su valor comercial o para el consumo. Estas especies tienen características ecológicas y distribuciones en el espacio diferentes y por lo tanto permiten una buena evaluación del impacto de las diversas formas de ordenación silvícola. Las principales características de estas especies se presentan en el Cuadro 2 (al dorso).



Figura 1. Ubicación del Estado de Acre y sus principales ciudades.

Cuadro 2. Características de *B. excelsa*, *H. brasiliensis*, *E. precatoria* y *C. guianensis*.

Descripción	<i>Bertholletia excelsa</i>	<i>Hevea brasiliensis</i>	<i>Euterpe precatoria</i>	<i>Carapa guianensis</i>
Nombres en portugués	Castanhiera	Seringueira	Açaí	Andiroba
Altura (m), dap* (cm)	30–40 m, 100–400 cm	20–30 m, 30–80 cm	10–20 m, 6–40 cm	15–30 m, 30–120 cm
Grupo sucesional	Tardío secundario	Temprano a tardío secundario	Climácico	Tardío secundario a climácico
Distribución	Endémica en el Amazonas	Endémica en el Amazonas	Muy común (100 adultos/ha), sobre todo en las planicies inundables	Común (7 adultos/ha en zonas secas; 20 adultos/ha en las planicies inundables)
Muda de las hojas	Semisiempreverde a decidua	Semisiempreverde	Siempreverde	Siempreverde
Sexo	Monoica	Monoica	Monoica	Monoica
Flores	Bisexual	Unisexual, en la misma inflorescencia	Unisexual	Bisexual
Floración	Noviembre – Febrero	Agosto – Noviembre	Septiembre – Diciembre	Agosto – Octubre
Polinización	Insectos (abejas)	Insectos (tres especies de moscas <i>Heleidae</i>)	Coleópteros y pequeños insectos, polinización cruzada	Abejas o escarabajos
Maduración del fruto	Diciembre – Marzo	Abril – Mayo	Abril – Agosto	Enero – Abril
Semillas	Larga y dura, 4–7 cm	Grande y redonda, 3–5 cm	Redonda, 0,9–1,3 cm	Nuez de cuatro esquinas, 3–5 cm
Dispersión de semillas	Viento, barocora (no asistida)	Hidrocora (por el agua)	Aves, roedores	Hidrocora, barocora, roedores
Banco de semillas	No	No	No	No

* dap = diámetro a la altura del pecho.

Cuadro 3. Número de individuos adultos y juveniles muestreados de las cuatro especies. Los individuos de *B. excelsa* muestreados en Colocação Rio de Janeiro, RESEX Chico Mendes (municipalidad de Xapuri) no se incluyeron en el cálculo de la media porque estaban ubicados fuera del transecto.

Especie	Población	Tipo de colonia	Adultos	Juveniles			Total
				I	II	III	
<i>H. brasiliensis</i>	Limoeiro I	PAE	32	26	22	23	103
	Santa Luzia	PA	8	23	6	14	51
<i>E. precatoria</i>	Limoeiro I	PAE	27	25	25	25	102
	Santa Luzia	PA	10	25	14	19	68
<i>C. guianensis</i>	Limoeiro I	PAE	33	24	18	25	100
	Santa Luzia	PA	14	10	3	6	33
<i>B. excelsa</i>	Limoeiro I	PAE	34	-	2	15	51
	Rio de Janeiro	RESEX	23	-	-	-	23
Promedio por población			20,67	22,17	14,67	18,67	
Total							531

Si bien los rodales silvícolas estudiados estaban sujetos a extracción de PSNM, no había signos visibles de talas rasas. En el tipo PA podían resultar parcialmente perturbados por su proximidad con zonas donde los bosques habían sido talados o fragmentados para convertirlos a la agricultura. Pese a que no había deforestación reciente, en los transectos establecidos en el PA Porto Alonso se encontró evidencia de remoción de árboles, especialmente de *C. guianensis* y *E. precatoria*. Debido al tamaño muy pequeño de la población de *B. excelsa* hallada en el PAE Caquetá, el muestreo de esta especie se extendió a otra zona llamada Colocação Rio de Janeiro, parte de la reserva de extracción Chico Mendes (una RESEX), la más grande de Brasil (alrededor de 970 000 ha) ubicada en el rincón sudoriental del Estado de Acre y que abarca cinco municipalidades.

3.2 Métodos

Concentrando la atención especialmente en las pautas de extracción de PSNM y los niveles de ingresos derivados de los mismos, en las dos comunidades de PA Porto Alonso y PAE Caquetá se realizaron estudios de hogares a fin de conocer las pautas actuales y pasadas del aprovechamiento de los recursos silvícolas y así ayudar a interpretar los resultados de los análisis ecológicos y genéticos de las cuatro especies seleccionadas. El estudio nos permitió también identificar a los principales interesados y grupos de usuarios silvícolas.

Se establecieron dos series de parcelas para investigar el diámetro y la distribución de las cuatro especies en el espacio: (i) se establecieron cinco transectos de 1 ha cada uno en Colocação Limoeiro I, dentro de Caquetá (PAE); (ii) se crearon tres transectos de 0,8 ha cada uno en Colônia Santa Luzia, dentro de Porto Alonso (PA). Se muestrearon árboles adultos (>30 cm dap) y jóvenes (para *E. precatoria* solo se muestrearon adultos). Los brinzales y latizales se agruparon en tres categorías de tamaño: juvenil I (individuos entre 0,5 – 1,0 m de altura); juvenil II (entre 1,0 – 2,0 m de altura) y juvenil III (por encima de 2,0 m de altura pero aún no maduros). Se trazaron mapas de la distribución en el espacio de los árboles adultos de *B. excelsa*, *C. guianensis* y *E. precatoria*; en Caquetá (PAE) se trazó el mapa de *H. brasiliensis* a lo largo de las pistas abiertas por los terrajadores de caucho. En el Cuadro 3 se presenta el número de individuos muestreados en cada especie.

Debido al tamaño variable de las muestras se estudiaron diversos parámetros para cada especie, como sigue:

Características genéticas	<i>B. excelsa</i>	<i>H. brasiliensis</i>	<i>E. precatoria</i>	<i>C. guianensis</i>
Diversidad genética	X	X	X	X
Estructura genética	X	X	X	X
Índice de cruzamiento lejano	-	X	-	-
Flujo de genes	-	X	X	X

Para los análisis genéticos se emplearon técnicas de microsatélite y de análisis de amplificación polimórfica aleatoria del ADN (RAPD, sigla en inglés) y se las eligió por la disponibilidad de protocolos y marcadores de estudios anteriores. Se utilizaron microsatélites para *E. precatoria*, *C. guianensis* y *H. brasiliensis* (ver el Cuadro 4) y para *B. excelsa* se empleó RAPD porque no se disponía de repeticiones de secuencia simple (SSR) o de microsatélites. La extracción del ADN se realizó con arreglo al protocolo de bromuro de cetiltrimetilamonio (CTAB, sigla en inglés) (Ferreira y Grattapaglia 1995).

En los juveniles y adultos se evaluó la diversidad genética utilizando los siguientes parámetros:

- riqueza de alelos o número medio de alelos por loci (A),
- número efectivo de alelos por loci ($n_e = 1/\sum p_i^2$ donde p_i es la frecuencia del i^o alelo),
- heterocigosidad esperada (H_e) y
- heterocigosidad observada (H_o).

Cuadro 4. Primeres SSR empleados para cada especie, número de alelos, gama de alelos* y fuente de información.

Especie	SSR	Nº de alelos	Gama de alelos	Fuente
<i>C. guianensis</i>	CG 05	15	164–200	Dayanandan et al. 1999
	CG 07	13	202–228	
<i>E. precatoria</i>	EE 08	12	96–122	Gaiotto et al. 2001; originalmente para <i>E. edulis</i>
	EE 45	14	104–140	
	EE 54	7	116–138	
	EE 59	5	96–122	
<i>H. brasiliensis</i>	AGHE21	13	270–302	Lespinnasse et al. 2000
	AGHE51	11	248–268	
	AGHE56	13	184–234	
	AGHE67	11	102–122	
	AGHE69	21	220–262	
	AGHE175	8	164–180	
	AGHE185	5	94–112	

* Los loci microsatélites se caracterizan por la repetición de un motivo fundamental que comprende una breve secuencia de nucleótidos. Los alelos de un locus microsatélite difieren en el número de repeticiones de su motivo fundamental, llamado número de repetición o tamaño del alelo. Los números mínimo y máximo de repeticiones representan la gama de alelos. Este valor es un parámetro clave que debe estimarse adecuadamente a fin de proceder con los cálculos de los tiempos de divergencia en los estudios filogenéticos y a investigar mejor la variabilidad en y entre las poblaciones.

La deficiencia de heterocigosidad se evaluó calculando el índice de fijación ($f = 1 - H_o / H_e$). La diversidad genética entre los sitios y las clases de tamaño se estimaron mediante enlaces (*bootstrapping*) entre los loci utilizando los programas de ordenador GDA Lewis y Zaykin 2000) y GenAlEx (Peakall y Smouse 2001, <http://www.anu.edu.au/BoZo/GenAlEx>).

La estructura genética se determinó utilizando la estadística F y se calculó empleando la fórmula desarrollada por Weir y Cockerham (1984) que identifica una estructura genética distribuyendo la variación en un análisis de variancia. Los parámetros estimados fueron:

- coeficiente medio de endogamia en las poblaciones (f),
- coeficiente medio total de endogamia de la especie, o coeficiente de Wright (F) y
- coeficiente medio coancestral que indica la deriva genética entre las subpoblaciones (θ_s)

Se estimaron los intervalos de confiabilidad con una probabilidad del 99% mediante el enlace de loci, empleando 10 000 réplicas. La estructura en el espacio se analizó mediante el análisis de autocorrelación de multialelos en el espacio aplicado a poblaciones adultas en Colocação Limoeiro I (Smouse y Peakall 1999) con el programa GenAlEx.

El Programa de Sistema de Cruzamiento Multilocus (MLTR, sigla en inglés) desarrollado por Ritland (1996) se empleó para estimar el índice de cruzamiento lejano de *H. brasiliensis* sobre la base de: loci múltiples (t_m); el índice de cruzamiento lejano para cada locus individual obteniendo estimaciones medias para cada población (t_s); el coeficiente Wright de endogamia (F); la correlación entre pares de semillas (r_s) y la correlación entre los granos de polen de los pares de semillas de cruzamiento lejano (r_p).

En *C. guianensis*, *E. precatória* y *H. brasiliensis* se analizó el flujo de genes (N_m), y se lo calculó indirectamente por los valores estimados de F_{ST} (diversidad genética entre las poblaciones) con arreglo al siguiente modelo:

$$N_m = (1 - F_{ST}) / 4 F_{ST}$$

3.3 Resultados – análisis de la estructura del rodal silvícola

La distribución de las clases de tamaño de *B. excelsa* y *C. guianensis* en los dos sitios de estudio era similar, pero había una diferencia estadísticamente significativa del número de individuos de *E. precatória* y *H. brasiliensis* en cada clase de tamaño (Figura 2). Solamente *H. brasiliensis* mostraba una típica distribución de diámetros 'J' invertida, en la que el número de individuos disminuye progresivamente con el aumento del tamaño, lo que es esperado normalmente cuando existe una regeneración continua de una especie. Había un número limitado de juveniles de mediano y gran tamaño de *C. guianensis*, y la densidad de *B. excelsa* era demasiado baja como para permitirnos detectar algún tipo de estructura de tamaño en los transectos investigados. Pese a que tenía una densidad muy alta de individuos, *E. precatória* carecía de juveniles de tamaño pequeño e intermedio, lo que indicaba dificultades para la regeneración de la especie.

3.4 Resultados – análisis del estudio genético silvícola

Carapa guianensis

Se analizaron y compararon dos poblaciones: Colocação Limoeiro I (PAE Caquetá) y Colônia Santa Luzia (PA Porto Alonso). La muestra de PA Porto Alonso era mucho más pequeña y por ello los juveniles muestreados allí se englobaron en una sola clase de tamaño. En el Cuadro 5 se presentan los resultados de microsatélites de ambos loci. En Colocação Limoeiro I se identificaron 24 alelos (12 alelos por locus). Los resultados mostraron que el número de alelos por locus, o riqueza de alelos, no difería significativamente entre las clases de tamaño. Se constató que la riqueza de alelos (A) estimada era coherente con los resultados de otros estudios de la misma especie en Costa Rica (Dayanandan et al. 1999). Las estimaciones del número efectivo de alelos por locus (n_e) eran siempre más bajas

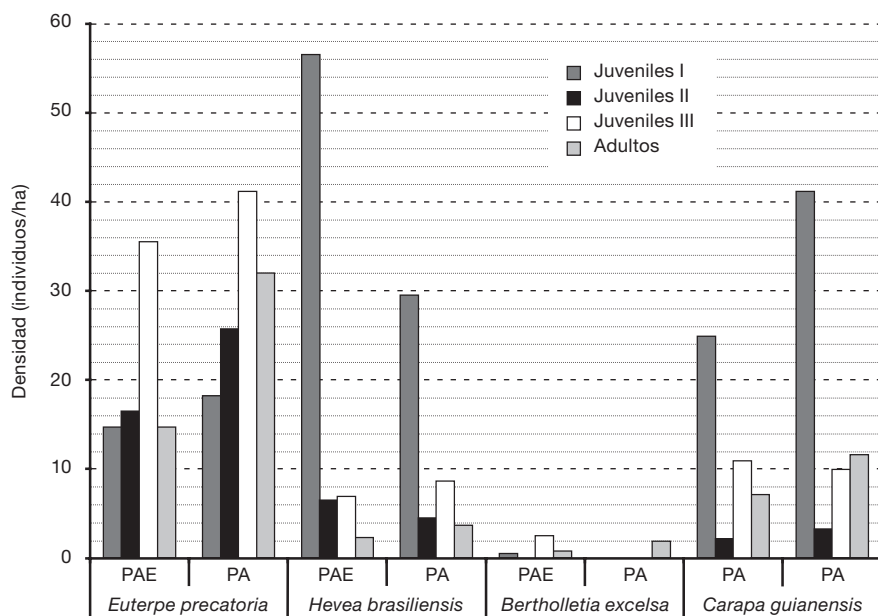


Figura 2. Densidad (árboles/ha) de *E. precatoria*, *H. brasiliensis*, *B. excelsa* y *C. guianensis* de las siguientes clases de tamaño: juvenil I, juvenil II, juvenil III y adulto, en los transectos establecidos en Colocação Limoeiro I (PAE Caquetá) y en la Colônia Santa Luzia (PA Porto Alonso).

Cuadro 5. Parámetros genéticos de una población de *C. guianensis* de Colocação Limoeiro I (PAE Caquetá) y de Colônia Santa Luzia (PA Porto Alonso). Se analizaron dos loci SSR en juveniles y adultos.

Limoeiro I (PAE Caquetá)	n	A	n _e	H _e	H _o	f
Adultos	29,5 (0,71)	7,50 (2,12)	4,37 (1,05)	0,76 (0,06)	0,65 (0,21)	0,16 (0,21)
Juveniles I	21,0 (0,00)	7,00 (4,24)	3,98 (0,80)	0,74 (0,05)	0,55 (0,50)	0,28 (0,63)
Juveniles II	16,5 (2,12)	9,50 (2,12)	4,70 (2,00)	0,76 (0,10)	0,67 (0,38)	0,15 (0,39)
Juveniles III	23,5 (0,71)	8,00 (0,00)	4,76 (0,63)	0,79 (0,03)	0,49 (0,13)	0,38 (0,15)
Santa Luzia (PA Porto Alonso)	n	A	n _e	H _e	H _o	f
Adultos	11,0 (1,44)	7,00 (1,40)	4,15 (1,02)	0,75 (0,06)	0,52 (0,26)	0,32 (0,29)
Juveniles	18,0 (0,00)	8,50 (2,12)	3,77 (2,37)	0,69 (0,21)	0,53 (0,11)	0,20 (0,07)

n = número de individuos analizados, A = riqueza de alelos o número de alelos por locus, n_e = número efectivo de alelos por locus, H_e = heterocigosidad esperada, H_o = heterocigosidad observada y f = índice de fijación. Los valores entre paréntesis son desviaciones estándar.

que los valores de la riqueza de alelos (A). En nuestra opinión esto indica una distribución desigual de las frecuencias de alelos, lo que hace más probable que muchos alelos de baja frecuencia se pierdan si se producen procesos de embotellamiento o deriva genética.

Los valores de heterocigosidad esperada (H_e) eran altos y no diferían significativamente entre las clases de tamaño, lo que muestra que se mantiene una alta diversidad de genes a través de las generaciones.

Encontramos que la población de *C. guianensis* de Colônia Santa Luzia (PA Porto Alonso) que había sido mucho más aprovechada, seguía manteniendo valores de riqueza de alelos similares a la población menos aprovechada del PAE Caquetá, mientras la población examinada en el PA Porto Alonso mostraba mayores signos de endogamia (Cuadro 6). Esta endogamia podía deberse a la autofertilización o al pequeño número de árboles maduros que contribuían al cruzamiento. Pero es difícil probar las suposiciones de los efectos de la biología de reproducción sobre los parámetros genéticos de *C. guianensis* porque se conoce muy poco de su sistema de cruzamiento. Si bien ese alto nivel de endogamia era un episodio reciente, constituye de todas maneras un riesgo para el mantenimiento de la diversidad genética a largo plazo.

Los valores medios de endogamia causados por el sistema de cruzamiento (f) eran similares a los de la endogamia total (F). Esto parece indicar que la mayor parte de la endogamia es causada por el sistema de cruzamiento y no por la divergencia genética entre las poblaciones. Las estimaciones de θ_p eran muy bajas, mostrando que la mayor parte de la diversidad genética se encuentra entre las poblaciones y que el flujo de genes contrarresta los efectos de la deriva genética.

Los valores de esos parámetros en los juveniles eran similares a los encontrados en los adultos (Cuadro 6).

Hevea brasiliensis

En el Cuadro 7 se presentan los resultados del análisis genético realizado en *H. brasiliensis* en ambos sitios. Los niveles de H_e hallados en ambos sitios eran muy altos y comparables a los datos de la especie obtenidos en Acre empleando otros marcadores ($H_e = 0,45$ empleando marcadores del polimorfismo restringido del largo del fragmento RFLP, sigla en inglés, Besse et al. [1994] y $H_e = 0,60$ empleando isoenzimas, Chevallier [1988] citado en Besse et al. [1994]).

En ambos sitios se detectaron bajos niveles de endogamia (f) en *H. brasiliensis*. Inesperadamente el índice de fijación estimado para los juveniles en el sitio de Colônia Santa Luzia, más perturbado, es menor que el de Colocação Limoeiro I. La divergencia genética entre las poblaciones de adultos debida a la fragmentación silvícola ($\theta_p = 0,026$) no era significativa (Cuadro 8, pág. 174), lo que sugería que el flujo de genes entre las poblaciones amortiguaba la deriva genética.

Cuadro 6. Parámetros de la estructura genética de cuatro poblaciones (dos adultas y dos juveniles) de *C. guianensis* de Colocação Limoeiro I (PAE Caquetá) y Colônia Santa Luzia (PA Porto Alonso).

Parámetro	Adultos		Juveniles	
	Valor estimado	Intervalo de confiabilidad	Valor estimado	Intervalo de confiabilidad
f	0,2054	0,0494–0,3920	0,2800	0,0920–0,5029
F	0,2178	0,0509–0,4114	0,2988	0,0896–0,5318
θ_p	0,0156	0,0016–0,0319	0,0262	-0,0026–0,0582
N_m	15,77		9,29	

Se obtuvo un intervalo de confiabilidad del 99% mediante 10 000 enlaces entre los loci. f : coeficiente medio de endogamia entre poblaciones; F : coeficiente medio total de endogamia en una especie; θ_p : coeficiente de deriva genética; N_m : flujo de genes.

Cuadro 7. Parámetros genéticos de una población de *H. brasiliensis* de Limoeiro I (Caquetá PAE) y Santa Luzia (Porto Alonso PA). Se analizaron dos loci SSR en juveniles y adultos.

Limoeiro I (Caquetá PAE)	n	A	n _e	H _e	H _o	f
Adultos	30,71 (1,25)	7,86 (4,91)	4,26 (3,85)	0,62 (0,25)	0,55 (0,26)	0,11
Juveniles I	25,71 (0,49)	6,43 (3,69)	3,02 (1,70)	0,58 (0,22)	0,44 (0,30)	0,24
Juveniles II	20,86 (1,07)	6,71 (2,63)	3,78 (2,69)	0,61 (0,23)	0,61 (0,28)	0,00
Juveniles III	21,71 (1,25)	6,28 (3,50)	3,07 (1,51)	0,61 (0,16)	0,50 (0,28)	0,18
Santa Luzia (Porto Alonso PA)	n	A	n _e	H _e	H _o	f
Adultos	7,71 (0,49)	4,57 (2,37)	3,57 (2,25)	0,61 (0,24)	0,53 (0,30)	0,13
Juveniles I	22,28 (1,11)	6,57 (2,07)	3,01 (1,66)	0,59 (0,18)	0,58 (0,29)	0,01
Juveniles II/III	18,86 (1,57)	6,00 (3,56)	3,60 (2,54)	0,59 (0,29)	0,56 (0,30)	0,05

n = número de individuos analizados, A = número de alelos por locus, n_e = número efectivo de alelos por locus, H_e = heterocigosidad esperada, H_o = heterocigosidad observada y f = índice de fijación. Los valores entre paréntesis son desviaciones estándar.

Cuadro 8. Parámetros de la estructura genética de cuatro poblaciones (dos adultas y dos juveniles) de *H. brasiliensis* de Colocação Limoeiro I (PAE Caquetá) y Colônia Santa Luzia (PA Porto Alonso). Se obtuvo un intervalo de confiabilidad de 99% mediante 10000 enlaces entre los loci.

Parámetro	Adultos		Juveniles	
	Valor estimado	Intervalo de confiabilidad	Valor estimado	Intervalo de confiabilidad
f	0,1435	-0,0446–0,2906	0,1393	-0,048 –0,3634
F	0,1655	-0,0411–0,3343	0,1612	-0,0170–0,3732
θ _p	0,0256	-0,0149–0,0958	0,0255	0,0110–0,0372
N _m	9,52		9,55	

Un t_m estimado de 0,98 indica que esta especie prefiere el cruzamiento lejano (Cuadro 9). Una diferencia entre t_m y t_s de 0,13 sugiere que es común la endogamia biparental. El valor de r_p era 0,531 y el valor r_t 0,390, e incluso si el índice de cruzamiento lejano era alto, estos resultados indican una gran probabilidad de que haya descendientes del mismo padre y madre en una familia (r_p). Estos valores eran mayores que los esperados para poblaciones con polinización libre, lo que indica que la presencia de descendientes del mismo padre en familias maternas es relativamente común. También se observó autofertilización en algunas familias.

Euterpe precatoria

En ambos sitios se analizaron ciento setenta árboles de *E. precatoria* (Cuadro 10). La diversidad genética (H_e) variaba de 0,41 a 0,58. La riqueza de alelos no difería significativamente entre las clases de tamaño, sea dentro de las poblaciones como entre

Cuadro 9. Estimación de los parámetros del sistema de cruzamiento de *H. brasiliensis*.

Parámetro	Valor estimado*
t_m (índice de cruzamiento lejano multilocus)	0,980 (0,014)
t_s (índice de cruzamiento lejano basado en el promedio de loci individuales)	0,850 (0,044)
$t_m - t_s$	0,130 (0,046)
r_p (correlación de paternidad entre progenies originadas por cruzamiento lejano)	0,531 (0,086)
r_t (correlación entre índices de cruzamiento lejano en las familias)	0,390 (0,043)

*Los valores entre paréntesis son desviaciones estándar estimadas mediante 10 000 enlaces.

Cuadro 10. Características genéticas de dos poblaciones de *E. precatoria* en Limoeiro I (PAE Caquetá) y Santa Luzia (PA Porto Alonso). Se analizaron dos loci SSR en juveniles y adultos.

Limoeiro I (PAE Caquetá)	n	A	n_e	H_e	H_o	f
Adultos	26,0 (2,0)	4,75 (3,59)	2,85 (2,58)	0,45 (0,34)	0,50 (0,36)	0,11
Juveniles I	24,5 (1,0)	4,75 (1,50)	2,24 (0,50)	0,53 (0,10)	0,54 (0,18)	-0,01
Juveniles II	24,5 (1,0)	4,75 (1,26)	2,62 (0,92)	0,58 (0,14)	0,62 (0,15)	-0,07
Juveniles III	21,5 (5,2)	4,50 (1,29)	2,55 (1,31)	0,54 (0,17)	0,63 (0,26)	-0,17
Santa Luzia (PA Porto Alonso)	n	A	n_e	H_e	H_o	f
Adultos	9,75 (0,50)	3,50 (0,58)	1,93 (1,24)	0,41 (0,21)	0,43 (0,31)	-0,04
Juveniles I	23,75 (0,50)	4,75 (1,50)	2,23 (1,60)	0,41 (0,26)	0,40 (0,28)	0,02
Juveniles II	13,50 (1,00)	5,25 (2,50)	2,58 (2,36)	0,42 (0,28)	0,42 (0,39)	0,00
Juveniles III	17,50 (2,38)	4,75 (2,21)	2,13 (0,98)	0,47 (0,19)	0,44 (0,23)	0,06

n = número de individuos analizados, A = número de alelos por locus, n_e = número efectivo de alelos por locus, H_e = heterocigosidad esperada, H_o = heterocigosidad observada y f = índice de fijación. Los valores entre paréntesis son desviaciones estándar.

ellas. La diversidad genética estimada (H_e) y la heterocigosidad observada (H_o) eran menores que las encontradas en otras especies del genus *Euterpia* (Gaiotto 2001; Souza 2002).

Los índices de fijación parecen indicar que las poblaciones examinadas tienen características genotípicas cercanas a las esperadas en la condición de equilibrio Hardy-Weinberg, cuando el cruzamiento es aleatorio y no hay migración ni mutación.

Los valores de endogamia total (F) y de endogamia relacionada con el sistema de cruzamiento (f) eran cercanos a cero (Cuadro 11). La endogamia total (F) en los adultos era menor que la de generaciones más jóvenes. Si bien las poblaciones juveniles aún mantenían altos valores de riqueza de alelos, el flujo de genes entre las poblaciones no era suficiente para amortiguar la deriva genética.

Cuadro 11. Parámetros de la estructura genética de cuatro poblaciones (dos adultas y dos juveniles) de *E. precatória* de Colocação Limoeiro I (PAE Caquetá) y Colônia Santa Luzia (PA Porto Alonso). Se obtuvo un intervalo de confiabilidad de 99% mediante 10 000 enlaces entre los loci.

Parámetro	Adultos		Juveniles	
	Valor estimado	Intervalo de confiabilidad	Valor estimado	Intervalo de confiabilidad
f	-0,0789	-0,3582–0,0860	-0,0079	-0,1503–0,1129
F	-0,0096	-0,1967–0,1414	0,1432	0,0029–0,1975
θ_p	0,0643	0,0006–0,1189	0,1499	0,0663–0,2035
N _m	3,64	-0,3582–0,0860	1,42	

Bertholletia excelsa

Se usaron RAPD para analizar la distribución en el espacio de la diversidad genética de una población de *B. excelsa* sujeta a diferentes regímenes de uso en Colocação Limoeiro I (PAE Caquetá) y en Colocação Rio de Janeiro (RESEX Chico Mendes, Xapuri; Cuadro 3) a fin de comparar los resultados con los obtenidos en las otras especies. Se usaron siete primeros para amplificar 39 marcadores. Entre estos, el 82% eran polimórficos en árboles de ambas ubicaciones, lo que indicaba una alta variabilidad genética para la especie (Cuadro 12). Se encontró un mayor polimorfismo en la población menos perturbada de Rio de Janeiro, pero la diferencia no era significativa.

El polimorfismo registrado en nuestro estudio era mayor que el encontrado en otros estudios genéticos de la especie en Acre. Por ejemplo Pardo (2001) y Buckley et al. (1988) encontraron el 40% y 54,3% de loci de aloenzimas polimórficas respectivamente. Sin embargo, esto puede ser explicado parcialmente por el tipo de marcadores usado, porque los marcadores RAPD tienden a desviarse hacia valores más bajos de heterocigosidad esperada y una mayor diferenciación entre las poblaciones (Isabel et al. 1995). Por lo tanto esta comparación con los datos de estudios anteriores tiene solamente un valor indicativo.

4. Consideraciones finales

No había signos de que las especies investigadas aquí hubieran sufrido episodios genéticos adversos, pese a que normalmente se hubiera esperado que la reducción verificada en el tamaño de las poblaciones causara fuertes pérdidas de diversidad genética. Esto ocurre porque aún no hubo una fragmentación silvícola grave en las zonas examinadas en este

Cuadro 12. Polimorfismo de marcadores RAPD de árboles *B. excelsa* ubicados en Colocação Limoeiro I y Colocação Rio de Janeiro.

Población		n	Polimorfismo (%)
Colocação Limoeiro I (PAE Caquetá)	Juveniles	14	71,79
	Adultos	31	71,79
Colocação Rio de Janeiro (RESEX Chico Mendes)	Adultos	22	82,05
Total		67	82,00

n = número de individuos muestreados.

estudio. No obstante se constató que la remoción reciente de algunos árboles había dejado trazas genéticas en la zona del PA Porto Alonso.

Se detectaron niveles de endogamia de *C. guianensis* en el PA Porto Alonso y de *H. brasiliensis* en ambos sitios. Además se encontró endogamia tanto en los individuos adultos como en los jóvenes de ambas especies, lo que indica que ambas son sensibles a las perturbaciones silvícolas debidas a la fragmentación y a la extracción de PSNM.

Los altos niveles de endogamia se pueden vincular con dificultades en el flujo de genes. Los vectores del flujo de genes son factores ecológicos esenciales que pueden determinar la estructura genética de la población de una especie. Por ejemplo, en algunas especies de árboles tropicales el flujo de polen contribuye más al flujo total de genes que la dispersión de semillas cuando ésta es limitada (Hamrick et al. 1993; Boshier et al. 1995) y esto se traduce en un aspecto diferente de la estructura genética de la especie en el espacio. Bawa (1974) mostró que las especies arbóreas tropicales son polinizadas sobre todo por animales. Puesto que la deforestación y otras perturbaciones de los bosques pueden causar una alteración en la conducta de los agentes de polinización inducida por una menor densidad de árboles florecidos, puede reducirse el movimiento de polen entre las poblaciones (Aizen y Feinsinger 1994). Las perturbaciones silvícolas pueden también hacer disminuir la abundancia de agentes polinizadores, provocando una reducción del número de frutos y semillas (Aizen y Feinsinger 1994) y menores índices de cruzamiento lejano (Kearns et al. 1998).

Las características ecológicas y de reproducción de las cuatro especies estudiadas eran diferentes, y estas diferencias explican en parte la variación de las respuestas genéticas a las perturbaciones silvícolas que tuvieron lugar. Debido a las características diferentes de flujo de sus genes, las especies que registran densidades muy bajas (por ejemplo <1 individuo/ha) responden a la fragmentación de otra manera que las especies comunes. *E. precatória* y *C. guianensis* presentan densidades elevadas (100 árboles adultos/ha) o moderadas (20 árboles adultos/ha) (Vasconcellos Gama et al. 2003), mientras que las densidades de población de *H. brasiliensis* y *B. excelsa* son bajas y pueden ser genéticamente más susceptibles a la fragmentación.

Los estudios genéticos han mostrado que habitualmente las especies arbóreas tropicales raras tienen menos diversidad genética que las comunes (Billington 1991). Nuestro estudio mostró que la especie de alta densidad *E. precatória* también exhibía una divergencia genética más pronunciada entre juveniles y adultos. Sin embargo en nuestro estudio no se observó la diferencia esperada de diversidad genética entre las especies arbóreas raras y comunes. Mientras las cuatro especies aún presentan una elevada riqueza de alelos y diversidad genética tanto en los adultos como en los juveniles, los niveles de endogamia detectados en este estudio y la divergencia genética notada entre las poblaciones pueden eventualmente llevar a niveles de heterocigosidad más bajos y por lo tanto a una futura pérdida de alelos.

A corto plazo, la pérdida de heterocigosidad puede reducir el buen estado de los individuos disminuyendo la viabilidad de las poblaciones remanentes. A largo plazo, la reducción de la riqueza de alelos puede limitar la capacidad de la especie para responder a los cambios de la presión de selección (Saunders et al. 1991; Frankel et al. 1995; Young et al. 1996) y llevarla por último a la extinción.

La supervivencia de las poblaciones fragmentadas de especies arbóreas a largo plazo depende de la existencia de estrategias adecuadas para la ordenación de los bosques remanentes, apoyadas por el análisis de la distribución espacial de la diversidad y el seguimiento de los cambios en los procesos genéticos. Una más profunda comprensión de los procesos biológicos y genéticos de algunas especies modelo como las presentadas aquí es fundamental para nuestra capacidad de entender el potencial evolutivo de los árboles silvícolas y las necesidades de conservar los ecosistemas silvícolas.

La creación de un mercado para especies arbóreas importantes y sus productos puede generar ingresos y también estimular su conservación. Un relevamiento socioeconómico de las comunidades que viven en los sitios de nuestro estudio examinó la posibilidad de comercializar productos silvícolas tradicionalmente fuera del comercio. Encontramos que la explotación de los PSNM causa menos destrucción a los recursos silvícolas que el

aprovechamiento maderero o la creación de praderas, si bien la extracción de rollizos y la cría de ganado todavía parecen ser más remunerativos y por tanto aún hay riesgo de que la gente pase de actividades de extracción menos dañinas a la tala de los bosques.

La creación de mercados para nuevos PSNM de *C. guianensis* y *E. precatoria* que complementen los ya existentes de *H. brasiliensis* y *B. excelsa* puede ser una solución para la continua deforestación. Sin embargo, estas actividades requieren inversiones para mantener la canopia silvícola asegurada para los sistemas de extracción del caucho y de nueces de Brasil, lo que contrasta con la considerable tala que se sigue practicando en muchas colonias rurales. La explotación de especies como *C. guianensis* y *E. precatoria*, que proveen PSNM no tradicionales, debe ser apoyada por estudios genéticos que permitan definir umbrales de explotación sostenibles a largo plazo.

Referencias

- Aizen, M.A. and P. Feinsinger. 1994. Forest fragmentation, pollination and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75:330-351.
- Allegretti, M.H. 1990. Extractive reserves: an alternative for reconciling development and environmental conservation in Amazonia. Pp. 252-264 in *Alternatives to Deforestation: Steps Toward Sustainable Use of the Amazon Forest* (A. Anderson, ed.). Columbia University Press, New York, USA.
- Allegretti, M.H. 1992. Reconciling people and land: The prospects for sustainable extraction in the Amazon. Pp. 249-254 in *Development or Destruction? The Conversion of Tropical Forest to Pasture in Latin America* (T.E. Downing, S. Hecht, H.A. Pierson and G. Garcia-Downing, eds.). Westview Press, Boulder, USA.
- Bawa, K.S. 1974. Breeding systems of tree species of a lowland tropical community. *Evolution* 28:85-92.
- Besse, P., M. Seguin, P. Lebrun, M.H. Chevallier, D. Nicolas and C. Lanaud. 1994. Genetic diversity among wild and cultivated populations of *Hevea brasiliensis* assessed by nuclear RFLP analysis. *Theor. Appl. Gen.* 88:199-207.
- Billington, H.L. 1991. Effect of population size on genetic variation in a dioecious conifer. *Conserv. Biol.* 5:115-199.
- Boshier, D.H., M.R. Chase and K.S. Bawa. 1995. Population genetics of *Cordia alliodora* (Boraginaceae), a neotropical tree. Gene flow, neighbourhood, and population substructure. *Am. J. Bot.* 82:484-490.
- Brandford, S. and O. Glock. 1985. *The Last Frontier: Fighting Over Land in the Amazon*. Zed Books, London, UK.
- Brown, K. and S. Resende. 2000. Environmentalists, rubber tappers and empowerment: the politics and economics of extractive reserves. *Dev. Change* 31(1):201-27.
- Buckley, D.P., D.M. O'Malley, V. Apsit, G.T. Prance and K.S. Bawa. 1988. Genetics of Brazil nut (*Bertholletia excelsa* Humb. and Bonpl.: Lecythidaceae). 1. Genetic variation in natural populations. *Theor. Appl. Gen.* 76:923-928.
- Chevallier, M.H. 1988. Genetic variability of *Hevea brasiliensis* germplasm using isozyme markers. *J. Nat. Rubb. Res.* 3(1):42-53.
- CNS (Conselho Nacional dos Seringueiros). 1993. *Poronga Comunicação e Editoração Ltda. Diretrizes para um programa de reservas extrativistas na Amazônia*. Rio Branco, Brazil.
- Dayanandan, S., J. Dole, K.S. Bawa and R. Kesseli. 1999. Population structure delineated with microsatellite markers in fragmented populations of a tropical tree, *Carapa guianensis* (Meliaceae). *Mol. Ecol.* 8:1585-1593.
- Ferreira, M.E. and D. Grattapaglia. 1995. *Introdução ao uso de Marcadores Genéticos* (2nd edn.) EMBRAPA-CENARGEN (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária-Centro Nacional de Recursos Genéticos e Biotecnologia), Brazil.
- Frankel, O.H., A.H.D. Brown and J.J. Burdon. 1995. *The Conservation of Plant Biodiversity*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Gaiotto, F.A. 2001. Inferências sobre herança quantitativa e estrutura genética em populações naturais de *Euterpe edulis* Mart. Utilizando marcadores microsatélites.

- Piracicaba. PhD thesis, Escola Superior de Agricultura Luis de Queiroz, University of São Paulo, Brazil.
- Gaiotto, F.A., R.P.V. Brondani and D. Grattapaglia. 2001. Microsatellite markers for Heart of Palm – *Euterpe edulis* and *Euterpe oleracea* Mart. (Arecaceae). *Mol. Ecol.* 1:86-88.
- Hamrick, J.L., D.A. Murawski and J.D. Nason. 1993. The influence of seed dispersal mechanisms on the genetic structure of tropical tree populations. *Vegetatio* 107/108:281-297.
- IBGE (Institute of National Statistics and Geography). 2000. Censo Demográfico 2000. IBGE, Rio de Janeiro, Brazil.
- Isabel, N., J. Beaulieu and J. Bousquet. 1995. Complete congruence between gene-diversity estimates derived from genotypic data at enzyme and random amplified polymorphic DNA loci in black spruce. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 92:6369-6373.
- Kainer, K.A., M. Schmink, A.C.P. Leite and M.J. da Fadell Silva. 2003. Experiments in forest-based development in western Amazonia. *Soc. Nat. Resour.* 16(10):869-886.
- Kearns, C.A., D.W. Inouye and N.M. Waser. 1998. Endangered mutualism: the conservation of plant-pollinator interactions. *Annu. Rev. Ecol. Sys.* 29:83-112.
- Lespinasse, D., M. Rodier-Goud, L. Grivet, A. Leconte, H. Legnate and M. Seguin. 2000. A saturated genetic linkage map of rubber tree (*Hevea* spp.) based on RFLP, AFLP, microsatellite, and isozyme markers. *Theor. Appl. Gen.* 100:127-138.
- Lewis, P. O. and D. Zaykin. 2000. GDA: genetic data analysis software. University of Connecticut, Storrs, USA.
- Lorentzen, E. and W.A.N. Amaral. 2002. Desmatamento. Pp. 163169 *in* Situação do Meio Ambiente no Brasil: Uma Visão da Sociedade Civil (A. Camargo, J.P. Capobianco and J.A.P. Oliveira, eds.). FGV/ISA (Fundação Getulio Vargas/Instituto Socioambiental), Brazil.
- Murrieta, J.R. and R.P.R. Rueda. 1995. Extractive Reserves, IUCN Forest Conservation Programme, World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland.
- Pardo, M. 2001. Estrutura genética de Castanha do Brasil (*Bertholletia excelsa* H.B.K.) em floresta e em pastagens no leste do Estado do Acre. Dissertação de Mestrado. Piracicaba, Brasil.
- Ritland, K. 1996. A marker-based method for inferences about quantitative inheritance in natural populations. *Evolution* 50:1062-1073.
- Saunders, D.A., R.J. Hobbs and C.R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.* 5(1):18-32.
- Schwartzman, S. 1992. Land distribution and the social costs of frontier development in Brazil: social and historical context of extractive reserves. Pp. 51-66 *in* Non-Timber Products from Tropical Forests. Evaluation of a conservation and development strategy. (D.C. Nepstad and S. Schwartzman, eds.). Advances in Economic Botany. The New York Botanical Garden, New York, USA.
- Smith, N.J.H., E.A.S. Serrão, P.T. Alvim and I.C. Falesi (eds.). 1995. Amazonia: Resiliency and Dynamism of the Land and its People. United Nations University Press, Tokyo, Japan, New York, USA, Paris, France.
- Smouse, P.E. and R. Peakall. 1999. Spatial autocorrelation analysis of multi-allele and multi-locus genetic micro-structure. *Heredity* 82:561-573.
- de Souza, P.C.A. 2002. Aspectos ecológicos e genéticos de uma população natural de *Euterpe oleracea* Mart. no estuário amazônico. MA thesis, Escola Superior de Agricultura Luis de Queiroz, University of São Paulo, Piracicaba, Brazil.
- Vasconcellos Gama, J.R., S.A. Botelho, M. de Matos Bentes-Gama and J.R. Soares Solforo. 2003. Estrutura e potencial futuro de utilização da regeneração natural de floresta de várzea alta no município de Afuá, estado de Pará. *Ciência Florestal* 13(2):71-82.
- Weir, B.S. and C.C. Cockerham. 1984. Estimating *F*-statistics for the analysis of population structure. *Evolution* 38:1358-1370.
- Young, A.G., T. Boyle and T. Brown. 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends Ecol. Evol.* 11(10):413-418.



Capítulo 9

Conservación de fragmentos silvícolas de Mata Atlântica en el Estado de São Paulo, Brasil

P. Kageyama, D. Caron, F. Gandara y J. Dagoberto do Santos

Escola Superior de Agricultura Luis de Queiroz (ESALQ), Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil

1. Introducción

En este capítulo se describe la situación actual de los recursos genéticos silvícolas (RGS) de cuatro especies arbóreas que se encuentran en fragmentos de bosque atlántico en la zona sudoccidental del Estado de São Paulo (Pontal), Brasil, y que forman actualmente parte de un medio agrícola sumamente degradado. Las cuatro especies se seleccionaron en consulta con las partes interesadas locales, y la evaluación genética se complementó con estudios ecológicos y socioeconómicos de las pautas actuales de uso de los RGS por parte de los agricultores. La primera parte del capítulo presenta el modo en que los acontecimientos históricos fueron llevando a que se redujera la canopia silvícola de Pontal hasta el estado actual y a la grave degradación de lo que era antes un bioma silvícola semideciduo sumamente diversificado. También se describen las especies seleccionadas que representan diversos grupos de plantas con características diferentes, junto con detalles de los estudios genéticos y ecológicos. Se llevó a cabo un examen socioeconómico para identificar a los principales usuarios silvícolas y partes interesadas y posibilitar la interpretación de los hallazgos ecológicos y genéticos que se presentan en la segunda parte del capítulo.

2. Historia del uso de las tierras en la región de Pontal

La zona estudiada se ubica en la región de Pontal do Paranapanema al oeste del Estado de São Paulo (Figura 1, al dorso) en lo que era una vez el bosque continuo de Mata Atlântica. Cuando en 1920 llegó a la región el sistema de ferrocarriles, se talaron grandes porciones de este bosque. Las plantaciones (por ejemplo de café y algodón) y la cría de ganado se expandieron rápidamente siguiendo a la deforestación, pues estas actividades atraían a nuevos colonos. Esta población en constante crecimiento generó una gran presión sobre los fragmentos silvícolas remanentes.

Nuestra zona de estudio se superpone a la región antiguamente conocida como la 'Gran Reserva de Pontal do Paranapanema', una zona creada en 1942 por el gobernador del Estado de São Paulo (Ferrari-Leite 1998) para proteger la flora y fauna nativas (Valladares-Pádua 1987). Pontal do Paranapanema es una de las zonas más recientemente ocupadas del Estado de São Paulo, cuya deforestación se produjo después que en los otros estados. Hasta el decenio de 1950 la región estaba cubierta en gran parte por bosques estacionales semideciduos (297 000 ha). Pero incluso cuando en 1942 ya se le había acordado protección jurídica, siguió siendo reducida por la extracción ilegal de rollizos y por la tala de árboles para establecer plantaciones de café y algodón y crear praderas para apacentar ganado.

En el decenio de 1950 el gobernador del estado, Ademar de Barros, otorgó tierras a sus amigos y socios políticos. La canopia silvícola fue ulteriormente reducida porque la

mayor parte de la tierra se unificó en manos de unos pocos agricultores y en la actualidad el 8% de los terratenientes controlan el 75% de las 246 840 ha de la Gran Reserva de Pontal (ITESP 2002).

En el decenio de 1960 Pontal se había convertido en una de las regiones más degradadas del Estado de São Paulo. Durante el decenio de 1970 la construcción de diques y plantas de energía hidroeléctrica creó empleo temporario y llegaron más colonos de otras partes del país. La población desplazada de las zonas inundadas por los diques ocupó nuevas tierras, y se inició el cultivo de caña de azúcar en gran escala.

A principios del decenio de 1990 los trabajadores rurales se organizaron en asociaciones y comenzaron a ocupar y explotar tierras en la región (Beduschi 2003). Avanzado el decenio de 1990 el Movimento dos Trabalhadores Rurais sem Terra – MST (Movimiento de los Trabajadores Rurales sin Tierra) comenzó a oponerse a la distribución injusta de la tierra y fomentó la 'colonización' de la región por parte de trabajadores sin tierras. Se establecieron colonias alrededor del Parque Estatal Morro do Diabo (Figura 1) y en algunos fragmentos silvícolas. Esto tuvo un ulterior efecto negativo sobre los pocos fragmentos silvícolas remanentes puesto que la gente recogía leña, cazaba y provocaba incendios para liberar tierras de cultivo (Cullen 1998).

Hoy día Pontal sigue siendo una región más bien escasamente poblada, ocupada por fincas agrícolas extensas establecidas de manera ilegal en los decenios pasados. La principal actividad actual de la economía predominantemente agrícola de Pontal es la cría de ganado, y entre 1996 y 2000 las praderas para apacentamiento aumentaron de 21 197 ha a 51 844 ha, lo que provocó una progresiva pérdida de la fertilidad del suelo. Los datos oficiales revelan que actualmente las praderas han reemplazado en gran medida la canopia silvícola y representan hoy alrededor del 60-70% de la región de Pontal (ITESP 2002).

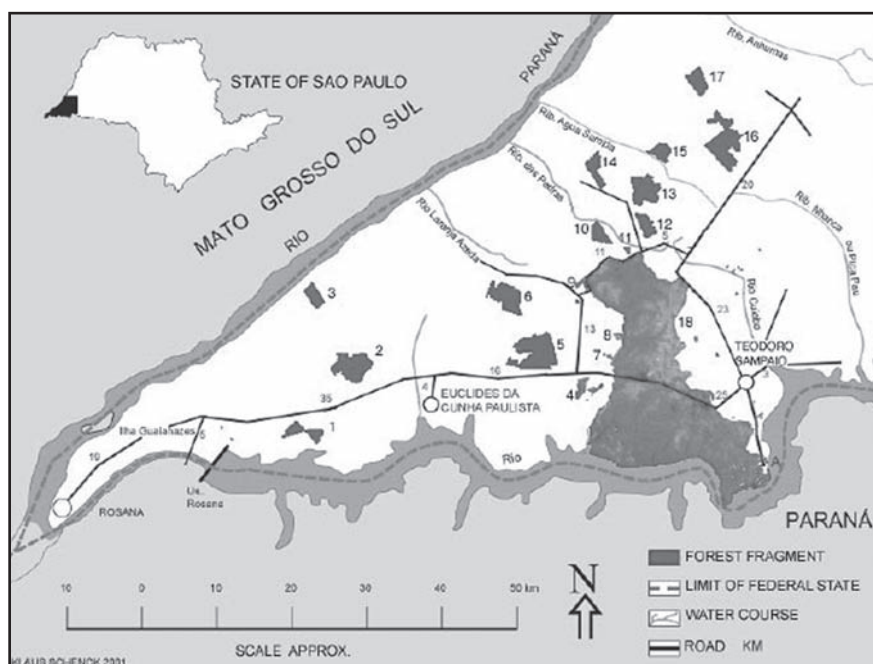


Figura 1. Mapa de la región de Pontal do Paranapanema. La gran zona sombreada es el Parque Estatal Morro do Diabo. Los fragmentos 5 y 9 son Tucano y Madre Cristina. El mapa muestra solo los fragmentos silvícolas más grandes.

2.1 Pautas actuales de uso de la tierra en Pontal

La canopia silvícola original de Pontal formaba parte del bioma de la Mata Atlántica (bosque atlántico) (Joly et al. 1999) entremezclada con parches de 'cerrado', vegetación de sabana boscosa, y representaba el segundo mayor bioma del Brasil. El uso actual de la tierra en la región se divide en: (i) zonas silvícolas, principalmente en el Parque Estatal Morro do Diabo (PEMD) (35 000 ha) y también fragmentos en manos públicas y privadas (15 000 ha) por un total de aproximadamente el 1,85% del bosque original; (ii) grandes explotaciones agrícolas de propiedad de unos pocos individuos privados (240 000 ha) y (iii) colonias establecidas por el gobierno para reubicar a la población que inmigró a Pontal proveniente de otras regiones del país (105 000 ha; Dean 1996). En 2000 se adjudicaron otras 14 600 ha aproximadamente para la conservación silvícola, incluidas Zonas Permanentes de Protección y Reservas Silvícolas Legales.

Las principales amenazas a los bosques remanentes son los incendios, la caza y el aprovechamiento maderero ilegal. Puesto que siguen llegando inmigrantes que ejercen presión sobre los recursos silvícolas, se deben implementar medidas de conservación en la región.

2.2 Efectos de la fragmentación silvícola

Se sabe que la fragmentación del hábitat causa reducciones del tamaño de las poblaciones vegetales y una consiguiente pérdida de alelos del caudal de genes original (no fragmentado) (Frankel y Soulé 1981). Debido al aislamiento y al pequeño tamaño, las poblaciones remanentes seguirán perdiendo alelos por la deriva genética (Ellstrand y Elam 1993). Las repercusiones genéticas de la fragmentación del hábitat – una pérdida de la diversidad genética de la población – pueden verificarse tanto inmediatamente después de una perturbación como en lapsos más prolongados (Young et al. 1996). La reducción del hábitat natural y el consiguiente aislamiento de las poblaciones en el espacio tienen también consecuencias en el éxito de la reproducción y el flujo de genes de las especies arbóreas (Templeton et al. 1990; Young et al. 1996; Nason y Hamrick 1997).

La supervivencia a largo plazo de las poblaciones fragmentadas de especies arbóreas silvícolas depende de la ejecución de estrategias adecuadas de ordenación. Para que esto sea efectivo es necesario primero comprender y cuantificar el impacto principal de la fragmentación en las pautas de distribución y en la estructura de la diversidad genética. Estos factores causan más daños a las especies de bajas densidades, pues se necesitará mantener áreas más extensas a fin de asegurar cantidades suficientes de ejemplares para la regeneración y para evitar la endogamia. Estas especies pueden utilizarse como modelo para inferir los efectos ecológicos y genéticos que experimentarán otras especies, y para ayudar a desarrollar medidas de conservación que preserven la diversidad y complejidad de los bosques remanentes. A fin de explorar la serie de respuestas al aislamiento provocado por la fragmentación escogimos para nuestro estudio especies arbóreas silvícolas de valor comercial y caracterizadas por tener diferentes rasgos biológicos.

3. Investigación

La investigación se concentró principalmente en identificar los efectos actuales de las actividades humanas en la diversidad genética de cuatro especies arbóreas de algunos fragmentos silvícolas y el PEMD.

3.1 Sitios de estudio

Los sitios de estudio se emplazaron en colonias recientes, Madre Cristina y Tucano, que incluyen fragmentos silvícolas. Se estableció un sitio de control dentro del PEMD.

Creado en 1942, el PEMD cubre un área de aproximadamente 35 000 ha (Figura 2, al dorso). En el decenio de 1940 algunos 'posseiros' (trabajadores agrícolas invasores) abrieron claros dentro del parque, aunque fueron luego desalojados. El parque está atravesado por carreteras principales y por un ramal del sistema ferroviario del Estado de São Paulo, y en 1986 la Compañía de Energía Eléctrica de São Paulo (CESP) taló

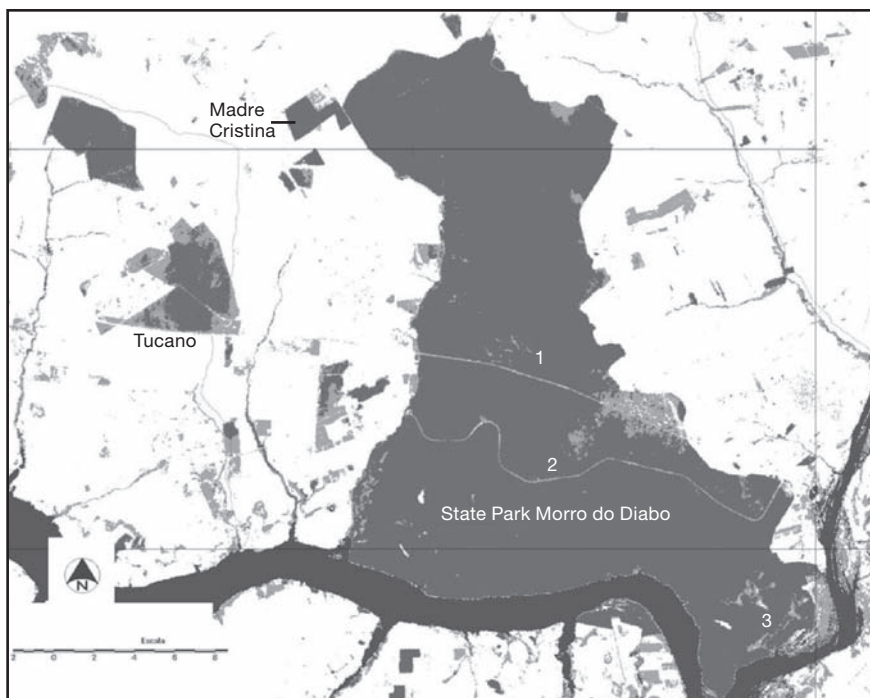


Figura 2. Los sitios de estudio: Parque Estatal Morro do Diabo (PEMD) y los dos fragmentos silvícolas de Madre Cristina y Tucano. Se pueden ver la carretera estatal asfaltada (1) y la línea ferroviaria (2). En el ángulo bajo a la derecha está la sede del PEMD (3).

alrededor del 8% del parque para construir el dique hidroeléctrico Rosana. También tuvo lugar entonces cierto aprovechamiento maderero selectivo de especies comerciales. No obstante grandes zonas del parque siguen conservándose aún y representan un buen ejemplo de la canopia silvícola original de Pontal.

La colonia de Madre Cristina se estableció en 1998. La población había acampado por tres años a lo largo de la carretera antes de que se reconociera oficialmente la colonia. Cada una de las 104 familias de colonos posee ahora entre 8 y 11 ha de tierra. Algunas familias viven todavía en refugios precarios pero la situación está mejorando. El principal cultivo es la caña de azúcar, y los colonos recogen también madera de construcción y leña y cazan en los fragmentos silvícolas.

Una carretera separa el PEMD del fragmento silvícola más grande de alrededor de 436 ha en Madre Cristina. Este fragmento silvícola es diverso en estructura y especies. El examen que llevamos a cabo en el año 2000 no reveló signos evidentes de aprovechamiento maderero reciente, pero había una vieja carretera de extracción que cortaba en dos el fragmento y eran visibles trazas de aprovechamiento maderero selectivo de unos 15 años de antigüedad.

Establecida en 1991, Tucano es la colonia más antigua del lugar. Con la llegada de los colonos el bosque fue talado para establecer cultivos y criar ganado. Las parcelas de unas 36 familias tienen en promedio entre 15 y 20 ha. Las condiciones de vida son relativamente buenas, con acceso a la energía eléctrica y agua pura. Las casas son de madera y están rodeadas de árboles frutales y ornamentales. Se cultiva maíz, algodón y frijoles, pero la actividad económica más importante es la cría de ganado mayor.

3.2 Relevamiento ecológico de las especies seleccionadas

Para el estudio se seleccionaron en consulta con colonos y organizaciones no gubernamentales (ONG) cuatro especies sobre la base de su importancia ecológica y económica. Estas eran *Cedrela fissilis*, *Hymenaea courbaril*, *Peltophorum dubium* y *Copaifera langsdorffii*. En el Cuadro 1 (pág. 186) se resume la información relevante acerca de estas especies. Los estudios se ejecutaron en tres zonas de estudio (PEMD, Madre Cristina y Tucano). Para las cuatro especies de cada sitio de estudio trazamos mapas de distribución de los individuos de más de 10 cm de diámetro a la altura del pecho (dap) y registramos su densidad dentro de los transectos georeferenciados de 10 ha (20 x 5000 m). A fin de aumentar al máximo las probabilidades de detectar los efectos de la fragmentación más bien que las consecuencias del uso actual del recurso silvícola los transectos se ubicaron en bosques que parecían menos perturbados por la actividad humana.

Las cuatro especies estaban bien representadas en los tres sitios, y se muestrearon individuos de conglomerados de al menos 30 ejemplares adultos contiguos dentro de cada parcela. Además, se estudió la densidad de juveniles en parcelas de 1600 m² que rodeaban inmediatamente a diez árboles adultos. Los juveniles se agruparon en tres clases: clase 1 (JI) de entre 0,5-1,00 m de altura; clase 2 (JII) entre 1,0-2,0 m de altura y clase 3 (JIII) por encima de 2,0 m de altura pero aún no en edad reproductiva (ver Figuras 3a y 3b, en pág. 190).

3.3 Estudio socioeconómico

Identificamos a los actores sociales y partes interesadas en los tres sitios de estudio. Determinamos los derechos, responsabilidades e ingresos de cada grupo de interesados y las relaciones entre ellos, en el marco de la 'Metodología de las Cuatro R' (de sus siglas en inglés) (Dubois y Lowore 2000). La información de los miembros y líderes de las comunidades de Madre Cristina y Tucano se obtuvieron mediante entrevistas informales con cinco familias y líderes de COCAMP (Cooperativa dos Assentados de Reforma Agrária do Pontal – Cooperativa de Colonos de la Reforma Agraria en Pontal) y el MST.

3.4 Estudio genético silvícola

Llevamos a cabo un estudio genético del bosque para comprender la correlación entre el tamaño de los fragmentos silvícolas y las condiciones de sus RGS. Estudiamos la distribución de la diversidad genética, procesos de endogamia, flujo de genes actual y distancia genética entre las poblaciones de distintos fragmentos. La interpretación de los datos genéticos fue corroborada con la información disponible sobre el uso de los productos silvícolas no madereros (PSNM) y por los datos del tamaño de la estructura de la población de especies investigadas.

Métodos de muestreo

En cada uno de los tres sitios de estudio (PEMD, Madre Cristina y Tucano) se establecieron cuatro transectos de exploración. En los transectos se identificaron subparcelas donde había por lo menos 30 individuos de más de 30 cm de dap de las cuatro especies, y se recogieron muestras. Se analizó la estructura genética de la población muestreando juveniles en estas subparcelas. Los tamaños muestreados figuran en el Cuadro 2 (pág. 188).

Métodos de laboratorio

Se recogieron muestras de hojas de *Hymenaea courbaril*, *Cedrela fissilis* y *Copaifera langsdorffii* para la extracción de ADN con el protocolo CTAB (bromuro de cetiltrimetilamonio) (Ferreira y Grattapaglia 1995). En el Cuadro 3 figuran los loci SSR seleccionados (repeticiones de secuencia simple o microsatélites) para cada especie y sus fuentes. Se definió un protocolo para los marcadores de aloenzimas de *Peltophorum dubium*. Se probaron cuatro sistemas amortiguadores gel/electrodo combinados con 32 sistemas de enzimas para cada muestra tisular de hojas de adultos y juveniles.

Cuadro 1. Características de *Peltophorum dubium*, *Cedrela fissilis*, *Hymenaea courbaril* y *Copaifera langsdorffii*.

Nombre en latín	<i>Peltophorum dubium</i> Sprengel (sin. = <i>Caesalpinia dubia</i> Sprengel ^{1,2} ; <i>Peltophorum vogelianum</i> Benth ¹)	<i>Cedrela fissilis</i> Vellozo (sin. = <i>C. brasiliensis</i> Adr. Jussieu; <i>C. macrocarpa</i> Ducke; <i>C. tubiflora</i> Bertoni)	<i>Hymenaea courbaril</i> L. (sin. = <i>H. stilbocarpa</i> Hayne; <i>H. confertifolia</i> Hayne)	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. (sin. = <i>C. grandifolia</i> [Benth ^{am}] Malme; <i>C. nitida</i> Hayne)
Nombre común	Canafistula	Cedro	Jatobá	Copaiba
Altura [m] y dap* [cm]	Altura: 10–20 ¹ ; 25–30 (40) ² dap: 40–90 ¹ (300) ^{3,4} .	Altura: 10–25 (40) dap: 40–80 (200)	Altura: 10–15 (25) dap: 40–80 (120)	Altura: 5–15 (35) dap: 20–60 (100)
Grupo sucesional	Colonizador ^{4,5} a secundario inicial ^{1,4}	Secundario inicial a secundario tardío	Secundario tardío a climático	Secundario tardío a climático
Distribución	Muy rara en climático y bosque perturbado	En conglomerados de 1–3 individuos ⁺⁺ ¿Frecuente? en bosque perturbado	En conglomerados de unos 4 individuos con breves distancias entre individuos	Agrupados en grandes conglomerados con grandes distancias entre conglomerados
Muda de hojas	Semisiempreverde a deciduas ¹	Deciduas	Siempreverde a semisiempreverde	Siempreverde a semisiempreverde
Sexo	Monoica	Monoica	Monoica	Monoica
Flores	Bisexual (hermafrodita ^{1,9})	Funcionalmente unisexual	Bisexual. Auto-incompatibilidad (rechazo postcigótico)	¿Bisexual?
Floración	Diciembre a marzo ¹	Septiembre a enero (mayo) Ciclos irregulares. Al comienzo de la estación húmeda e inmediatamente después de brotar las hojas	Octubre a diciembre (febrero) Floración irregular, cada 2 – 5 años (supra-anual, los ciclos pueden ser diferentes entre individuos) Gran floración en el 2000	(Octubre a enero) Diciembre a marzo Floración y fructificación irregular (supra-anual)

Polinización: polinizadores y momento (día/noche)	Insectos. ¿Nocturna y/o diurna?	Insectos, posiblemente polillas y abejas. ¿Nocturna y/o diurna?	Principalmente murciélagos. Colibries e himenópteros (abejas). Sobre todo nocturna	Insectos. Abejas (<i>Apis mellifera</i> y <i>Trigona</i> sp.). Murciélagos (<i>Coptotermes</i> <i>curvignathus</i>)
Fructificación (frutos maduros en el Estado de São Paulo)	Mayo a diciembre ¹	Junio a septiembre. En algunos años los árboles no producen frutos	Junio a diciembre ¹	Agosto a octubre
Fruto [cm]	Legumbre chata y seca ¹ . Alada hacia ambos lados ⁶ . Largo 4–9 ¹ ; 5–9 ^{2,3,6} , 5–8 ⁷ Espesor 1–2,5 ¹ ; 1–1,7 ^{2,6} , 1–1,5 ⁷	Cápsula leñosa. Largo 3–10 Espesor 3–3,5	Vaina leñosa, rellena de pulpa carcosa y comestible. Largo 12–17 Espesor 5	Vaina seca (ovoidal). Largo 4 – 5. Espesor 2 – 3
Semilla	Larga y dura. 1–3 semillas por fruto ^{1,2}	Alada hacia un lado. Cerca de 30–100 semillas por fruto	Ovalada, color vino. 2–8 semillas por fruto	Negra (oscura), larga, parcialmente cubierta de un arilo naranja, carcosa. 1 semilla por fruto
Tamaño de la semilla [mm]	Pequeña. Largo hasta 10 ^{1,2,6} . Espesor 4 ^{1,6}	Grande. Largo hasta 35. Espesor hasta 15	Grande. Largo hasta 20	Mediana. Largo hasta 15. Espesor hasta 8
Dispersión de semillas	Por el viento y autodispersadas ¹ . Semillas en el banco de semillas del suelo ¹	Dispersadas por el viento	Dispersadas por animales: mamíferos grandes como el tapir brasileño (<i>Tapirus terrestris</i>), carpincho (<i>Cuniculus paca</i>), pecaríes (<i>Tayassuidae</i>). Monos capuchinos <i>Cebus apella</i> ⁸ , agutíes (<i>Dasyprocta punctata</i>) ¹⁰ , loros de cabeza escamosa (<i>Pionus</i> <i>maximiliani</i>) ⁹ . Dispersadas por gravedad (barocoras) ¹	Dispersadas por animales: aves como el tucanacu (<i>Ramphastos</i> toco, <i>Ramphastidae</i>) y grahi-do- campo (<i>Cyanocorax cristatellus</i> , <i>Corvidae</i>) ¹¹ . También dispersadas por el agua (frecuente presencia cerca de los cursos de agua) ¹ . Dispersadas por gravedad ¹
Banco de semillas	SI ¹	No	Información no disponible	Información no disponible

Adaptado de Ellenberg y Schenck 2001. ¿? = desconocido, + = diámetro del tronco a la altura del pecho, ++ = Comunicación personal de J. dos Santos USP/ESALQ, ¹ = Carvalho 1994, ² = Biloni 1990, ³ = Anónimo 1992, ⁴ = Sebbenn et al. 1999, ⁵ = Inoue y Galvão 1986, ⁶ = Orfila 1995, ⁷ = Burkart 1952, ⁸ = Galetti y Pedroni 1994, ⁹ = Hallwachs 1986, ¹⁰ = Galetti 1993, ¹¹ = Motta y Lombardi 1990. Cifras entre paréntesis = valores máximos registrados.

Cuadro 2. Número de adultos y juveniles de las cuatro especies muestreadas en los tres sitios de estudio en Brasil.

Especies	Población	Adultos	Juveniles	Total
<i>Cedrela fissilis</i>	PEMD	30	27	57
	Tucano	29	66	95
	M. Cristina	28	22	50
				202
<i>Hymenaea courbaril</i>	PEMD	30	29	59
	Tucano	30	39	69
	M. Cristina	27	24	51
				179
<i>Copaifera langsdorffii</i>	PEMD	30	37	67
	Tucano	30	34	64
	M. Cristina	30	40	70
				201
<i>Peltophorum dubium</i>	PEMD	30	72	102
	Tucano	30	60	90
	M. Cristina	28	40	68
				260
Promedio		29,33	40,83	
Total		352	490	842

Análisis de los datos

En cada sitio se examinaron las pautas de diversidad de alelos de adultos y juveniles. Los parámetros estimados para evaluar la estructura genética dentro de la población fueron:

- Riqueza de alelos o número medio de alelos por loci (A)
- Número efectivo (n_e) de alelos por locus ($n_e = 1/\sum p_i$ donde p_i es la frecuencia del i^o alelo)
- Heterocigosidad esperada (H_e) como medida de la diversidad genética
- Heterocigosidad observada (H_o).

Las evaluaciones de la diversidad genética de los estadios de vida y los sitios de estudio se obtuvieron con enlaces entre los loci, utilizando los programas de ordenador GDA (Lewis y Zaykin 2000) y GenAEx (Peakall y Smouse 2001). Las estadísticas F se calcularon empleando la fórmula de Weir y Cockerham (1984) que mide la estructura genética distribuyendo la variación en un análisis de variancia. Los parámetros evaluados fueron:

- Coeficiente medio de endogamia en las poblaciones (f)
- Coeficiente total de endogamia de la especie (F)
- Coeficiente coancestral entre las subpoblaciones o deriva genética entre las subpoblaciones (θ_p).

Se evaluaron los intervalos de confiabilidad con una probabilidad del 99% con enlaces entre loci, empleando 10 000 réplicas. El flujo de genes (N_m) se calculó indirectamente a través de los valores evaluados de F_{ST} (diversidad genética entre las poblaciones) con arreglo al siguiente modelo:

$$N_m = (1 - F_{ST}) / 4 F_{ST}$$

Las distancias genéticas entre las poblaciones, tanto de adultos como de juveniles, se evaluaron con la medida de la distancia genética de Nei (Nei 1973) utilizando el programa de ordenador GDA.

Cuadro 3. Primeres utilizados para las tres especies, número de alelos y serie de alelos.

Especies	Primer	Nº de alelos	Serie	Fuente
<i>Cedrela fissilis</i>	CF 34	17	128–164	Marcadores desarrollados por Gandara (datos inéditos) en CENARGEN (Centro Nacional de Recursos Genéticos e Biotecnología), EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária)
	CF 66 A	21	118–154	
	CF 66 B	13	182–254	
	CF 78	19	114–168	
<i>Hymenaea courbaril</i>	HC 17	21	108–150	Ciampi 1999
	HC 25	6	118–144	
	HC 35	26	240–310	
	HC 40	19	162–196	
	HC 42	13	116–158	
	HC 48	25	130–180	
	HC 49	16	86–146	
<i>Copaifera langsdorffii</i>	CL 01	19	170–210	Ciampi 1999
	CL 02	19	252–310	
	CL 06	21	128–178	
	CL 20	21	92–136	
	CL 27	15	172–200	
	CL 34	15	182–208	

4. Resultados

4.1 Principales actividades económicas en la región de Pontal

Identificamos a las partes interesadas y luego analizamos sus relaciones con los recursos naturales del PEMD y los fragmentos silvícolas de los dos sitios de estudio. Se examinaron cuarenta y dos hogares en las diversas colonias que rodean el PEDM para comprender el papel de los PSNM en sus medios de vida. Constatamos que los colonos recogen PSNM sobre todo para su consumo interno y que esta actividad no contribuye de manera sustancial a sus ingresos. En el Cuadro 4 figuran las principales actividades que producen ingresos monetarios para los colonos. La cría de ganado practicada en praderas extensas era la fuente de ingresos más importante. Las áreas destinadas al apacentamiento del ganado tienen un promedio de entre 3,5 y 7 ha por agricultor.

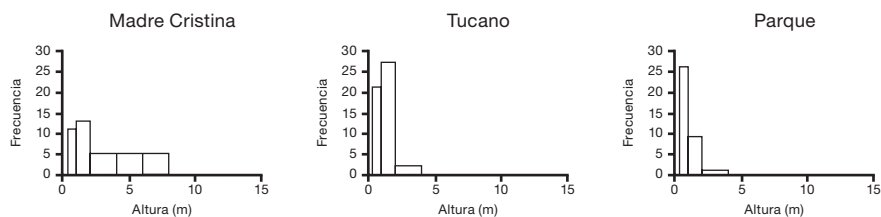
En cada colonia muchas familias tienen cultivos y árboles frutales para su consumo interno y/o el comercio. Si bien la mayor parte de la producción agrícola no se comerciaba,

Cuadro 4. Número de familias involucradas en cada actividad económica.

Actividad	TU	MC	SB	AS	Otras	Total
Cultivos	1	0	2	1	1	5
Ganadería	4	8	5	3	5	25
Cultivos + ganadería	2	0	3	1	6	12

TU = Colonia de Tucano, MC = Colonia de Madre Cristina, SB = Colonia de São Bento, AS = Colonia de Água Sumida, Otras = conjunto de colonias: Paulo Freire, Antonio Conselheiro, Che Guevara y Bom Pastor.

Peltophorum dubium



Cedrela fissilis

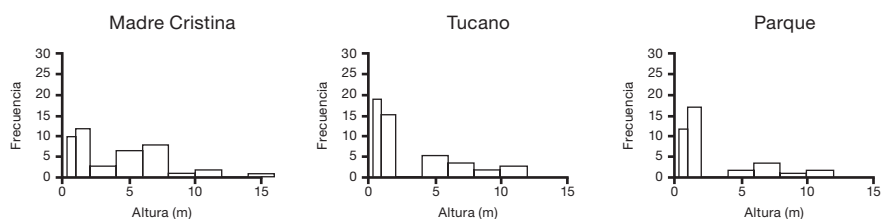
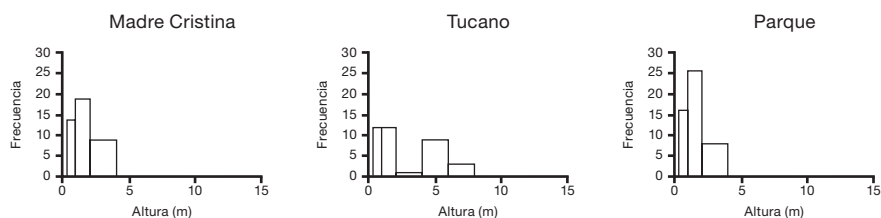


Figura 3a. Relevamiento del año 2003 de árboles juveniles (JI, JII, JIII) de *Peltophorum dubium* y *Cedrela fissilis* en fragmentos silvícolas del Parque Estatal Morro do Diabo y de Tucano y Madre Cristina.

Copaifera langsdorffii



Hymenaea courbaril

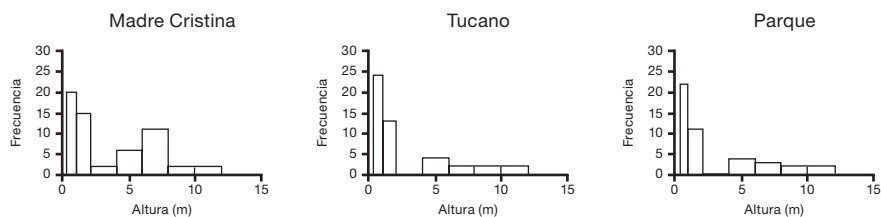


Figura 3b. Relevamiento del año 2003 de árboles juveniles (JI, JII, JIII) de *Copaifera langsdorffii* e *Hymenaea courbaril* en fragmentos silvícolas del Parque Estatal Morro do Diabo y de Tucano y Madre Cristina.

en el mercado local se vendían pequeñas cantidades de mandioca, maíz, café, caña de azúcar y habas.

4.2 Tamaño de la población y estructura de los juveniles de las cuatro especies seleccionadas

El análisis de la estructura de la población de las cuatro especies reveló diferencias entre las especies y las parcelas (Figuras 3a y 3b, pág. 190) si bien no surgieron pautas claras. Nuestros relevamientos mostraron que en los tres sitios aún existen grandes poblaciones de las cuatro especies, lo que indica que a corto plazo las mismas no están amenazadas por la fragmentación. De hecho la regeneración de *Hymenaea courbaril* y *Cedrele fissilis* parece ser mayor en los fragmentos silvícolas que en el PEMD, si bien se debe moderar la significatividad de esto por el hecho de que la fragmentación ha tenido lugar recientemente.

4.3 Estudio genético silvícola

Cedrele fissilis

Se analizaron los datos de 202 individuos de *C. fissilis* en las tres poblaciones (87 adultos y 115 juveniles) (Cuadro 5). Si bien no se detectó una pérdida de alelos significativa en *Cedrele fissilis*, había endogamia y esto puede llevar a la pérdida de alelos en las generaciones futuras. En efecto, los juveniles muestran mucha más endogamia que los adultos, como lo indica el alto valor de N_m (ver Cuadro 6, pág. 192). No obstante, la fragmentación no parece haber afectado mucho al flujo de genes, quizá debido al carácter móvil de los polinizadores (abejas) y a la distribución más bien cercana de los fragmentos en el paisaje.

Cuadro 5. Parámetros genéticos de tres poblaciones de *C. fissilis* (colonias de Tucano y Madre Cristina y PEMD).

Adultos	n	A	n_e	H_o	H_e
PEMD	29,50 (0,50)	12,50 (3,20)	6,41 (2,66)	0,80 (0,11)	0,75 (0,15)
Madre Cristina	25,00 (1,41)	10,50 (3,35)	5,86 (2,51)	0,80 (0,08)	0,66 (0,16)
Tucano	27,00 (1,58)	12,75 (3,56)	7,48 (2,45)	0,85 (0,06)	0,66 (0,28)
Media	27,17 (2,25)	11,91 (1,23)	6,58 (0,82)	0,82 (0,03)	0,69 (0,05)
Juveniles	n	A	n_e	H_o	H_e
PEMD	21,00 (5,96)	10,75 (3,56)	5,67 (2,36)	0,76 (0,16)	0,72 (0,27)
Madre Cristina	19,25 (1,78)	9,75 (3,11)	6,00 (2,50)	0,77 (0,16)	0,70 (0,16)
Tucano	58,75 (3,27)	17,00 (1,22)	7,73 (2,05)	0,86 (0,04)	0,61 (0,14)
Media	33,00 (22,32)	12,50 (3,93)	6,47 (1,10)	0,80 (0,05)	0,68 (0,06)
Promedio general	30,08 (14,54)	12,20 (2,62)	6,52 (0,87)	0,80 (0,04)	0,68 (0,05)

Los parámetros obtenidos para juveniles y adultos eran el número de individuos caracterizados por el genotipo (n), el número promedio de alelos por locus (A), el número efectivo de alelos por locus (n_e), la heterocigosidad esperada (H_o) y la heterocigosidad observada (H_e). Los valores entre paréntesis indican la desviación estándar de las estimaciones.

Cuadro 6. Parámetros de la estructura genética obtenida de tres poblaciones adultas y tres juveniles de *C. fissilis*. El intervalo de confiabilidad del 99% se obtuvo mediante 10 000 enlaces entre los loci.

Parámetro	Adultos		Juveniles	
	Valor estimado	Intervalo de confiabilidad	Valor estimado	Intervalo de confiabilidad
f	0,163	0,059–0,371	0,217	0,110–0,380
F	0,219	0,082–0,464	0,242	0,142–0,409
θ_p	0,067	0,023–0,148	0,032	0,016–0,052
N_m	3,487		7,466	

El análisis de la estructura de la población de *C. fissilis* (Cuadro 6) revela que la endogamia en los árboles adultos resulta tanto de la contribución del sistema de cruzamiento ($f = 0,163$) como de la fragmentación de las poblaciones ($\theta_p = 0,067$). Comparando la edad presunta de los individuos adultos muestreados con el tiempo en que comenzaron en Pontal las perturbaciones y la fragmentación, parece que la endogamia ya tenía lugar antes de que se produjera el aislamiento de los fragmentos. El fragmento de Tucano es una excepción porque el bosque ha sido afectado no solamente por la fragmentación sino también por la reducción de la densidad de individuos debida al aprovechamiento maderero selectivo del pasado reciente. La evaluación indirecta de N_m indicó que el flujo de genes hacía más lento el efecto de la deriva genética en las poblaciones muestreadas, si bien se halló alguna diferenciación genética. La evaluación de la estructura genética de los juveniles sugirió una menor diferenciación que entre los adultos, y resultó haber un mayor flujo de genes.

El principal polinizador de esta especie son las abejas, y las semillas son dispersadas por el viento. Por lo tanto una matriz de praderas abiertas entre los fragmentos puede facilitar más flujo de genes del que tendría lugar normalmente en las especies arbóreas polinizadas por el viento (Young et al. 1993).

Entre los fragmentos silvícolas el flujo de genes difería según lo indica la distancia genética de Nei.

En el PEMD las poblaciones de juveniles y adultos eran genéticamente distantes de las poblaciones de Tucano y Madre Cristina, habiéndose encontrado la mayor distancia entre las poblaciones adultas del parque y las de Madre Cristina (Cuadro 7).

Cuadro 7. Matrices de las distancias genéticas de Nei entre las poblaciones adultas de *C. fissilis*.

Adultos	PEMD	Tucano	Madre Cristina
PEMD	-	-	-
Tucano	0,3949	-	-
Madre Cristina	0,6671	0,3003	-
Juveniles	PEMD	Tucano	Madre Cristina
PEMD	-	-	-
Tucano	0,2618	-	-
Madre Cristina	0,0987	0,1052	-

Hymenaea courbaril

Se muestrearon ciento ochenta individuos de *Hymenaea courbaril* (87 adultos y 93 juveniles) de las tres poblaciones (PEMD, Tucano, Madre Cristina). El número promedio de alelos por locus (A) era mayor en los adultos que en los juveniles (Cuadro 8, pág. 194), pero la diferencia no era estadísticamente significativa.

Las evaluaciones de la diversidad genética eran similares en las tres poblaciones arbóreas adultas, pero se detectaron considerables diferencias en la heterocigosidad observada (Cuadro 8). En el PEMD los adultos mostraban un valor mayor de heterocigosidad observada que de heterocigosidad esperada, lo que revelaba altos índices de cruzamiento lejano. En Tucano los adultos mostraban un alto nivel de endogamia, probablemente debido a que después de la fragmentación había tenido lugar un aprovechamiento maderero selectivo.

En los tres sitios el nivel de endogamia fue en promedio mayor en los juveniles que en los adultos. Sin embargo, la fragmentación no parece haber hecho disminuir el flujo de genes en las tres poblaciones, o causado alteraciones en la estructura genética, puesto que el valor del flujo de genes en los juveniles y los adultos no era significativamente diferente (Cuadro 9, pág. 194). Esto puede estar vinculado con la abundancia de los principales agentes de dispersión (roedores y animales ungulados grandes) que todavía se encuentran en gran número en las zonas de estudio. La regeneración de esta especie parece haber sido favorecida por ser bosque del borde, que implica condiciones más perturbadas, diferente calidad y mayor intensidad de luz y un microclima diferente del del bosque interior.

Las distancias genéticas de Nei entre las poblaciones de Madre Cristina y Tucano fueron mayores en los juveniles que en los adultos (Cuadro 10, pág. 194). Esto sugiere mayor endogamia en los fragmentos debida al más pronunciado aislamiento de los individuos. Las distancias genéticas mostraron que la intensidad del flujo de genes no era similar en las tres poblaciones. La mayor distancia se encontró entre adultos del PEMD y el fragmento de Madre Cristina.

Copaifera langsdorffii

Se analizaron los datos de 201 árboles de copaíba (90 adultos y 111 juveniles). Como en el caso de *Hymenaea courbaril* y *Cedrela fissilis*, las tres poblaciones de *C. langsdorffii* mostraron altos niveles de diversidad genética (Cuadro 11, pág. 195).

El número promedio de alelos por locus (A) y la diversidad genética eran más altos en los árboles adultos de las tres poblaciones. El número efectivo de alelos por locus (n_e) era mucho más bajo que la riqueza de alelos (A), lo que indicaba menos frecuencia de alelos, y en consecuencia sugería que la deriva genética no era fuerte. Sin embargo el índice de fijación (f) era alto en las tres poblaciones. Como en el caso de *Cedrela fissilis* e *Hymenaea courbaril*, la población de *C. langsdorffii* de PEMD mostraba los menores índices de endogamia (Cuadro 12, pág. 195).

El análisis de la diversidad genética entre las poblaciones de *C. langsdorffii* mostraba que la mayor parte de la variación de alelos existente está dentro de las poblaciones (Cuadro 12). El principal contribuyente a la endogamia total ($F = 0,360$) parece haber sido el sistema de cruzamiento de esta especie ($f = 0,341$) y no la fragmentación. El menor valor de f en comparación con F , la baja estimación de θ_p y la estimación del flujo aparente de genes, todo ello parece sugerir que las poblaciones de los tres sitios no estaban experimentando un proceso significativo de diferenciación. Los parámetros de la estructura genética de *C. langsdorffii* concordaban con los esperados sobre la base de su biología de reproducción; la especie se distribuye en pequeños conglomerados de baja densidad, y el polen viaja a largas distancias transportado por las abejas. La dispersión de semillas la hacen las aves que, en general, regurgitan la semillas cerca de la planta madre.

Las evaluaciones de la estructura genética obtenidas para los juveniles muestran índices más pequeños de endogamia en esta clase comparada con los adultos (Cuadro 12). Sin embargo, cuando se observan los intervalos de confiabilidad, las diferencias de los índices de endogamia entre los juveniles y los adultos son escasas.

Cuadro 8. Parámetros genéticos de tres poblaciones de *H. courbaril* (colonias de Tucano y Madre Cristina y PEMD).

Adultos	n	A	n _e	H _e	H _o
PEMD	28,00 (3,41)	9,43 (4,65)	5,67 (2,56)	0,77 (0,15)	0,86 (0,19)
Madre Cristina	26,00 (1,53)	8,43 (3,35)	5,13 (2,08)	0,78 (0,07)	0,60 (0,17)
Tucano	27,29 (3,45)	9,14 (4,56)	5,72 (3,76)	0,73 (0,18)	0,39 (0,22)
Media	27,10 (1,01)	9,00 (0,51)	5,50 (0,32)	0,76 (0,26)	0,62 (0,23)
Juveniles	n	A	n _e	H _e	H _o
PEMD	26,57 (3,82)	7,43 (2,76)	4,09 (1,40)	0,72 (0,11)	0,44 (0,11)
Madre Cristina	21,57 (2,82)	7,14 (2,61)	3,91 (1,64)	0,71 (0,10)	0,55 (0,30)
Tucano	36,14 (2,61)	8,00 (3,56)	4,91 (3,24)	0,73 (0,13)	0,55 (0,11)
Media	28,09 (7,40)	7,52 (0,44)	4,30 (0,53)	0,72 (0,01)	0,51 (0,06)
Promedio general	27,59 (4,76)	8,26 (0,91)	4,90 (0,77)	0,74 (0,03)	0,56 (0,16)

Los parámetros obtenidos para juveniles y adultos eran el número de individuos caracterizados por el genotipo (n), el número promedio de alelos por locus (A), el número efectivo de alelos por locus (n_e), la heterocigosidad esperada (H_e) y la heterocigosidad observada (H_o). Los valores entre paréntesis indican la desviación estándar de las estimaciones.

Cuadro 9. Parámetros de la estructura genética obtenida de tres poblaciones adultas y tres juveniles de *H. courbaril*. El intervalo de confiabilidad del 99% se obtuvo mediante 10 000 enlaces entre los loci.

Parámetro	Adultos		Juveniles	
	Valor estimado	Intervalo de confiabilidad	Valor estimado	Intervalo de confiabilidad
<i>f</i>	0,207	0,047–0,338	0,284	0,156–0,437
<i>F</i>	0,288	0,137–0,403	0,355	0,231–0,498
θ_p	0,102	0,059–0,149	0,099	0,065–0,160
<i>N_m</i>	2,199		2,262	

Cuadro 10. Matrices de las distancias genéticas de Nei entre las poblaciones adultas y juveniles de *H. courbaril*.

Adultos	PEMD	Tucano	Madre Cristina
PEMD	-	-	-
Tucano	0,5351	-	-
Madre Cristina	0,8300	0,1753	-
Juveniles	PEMD	Tucano	Madre Cristina
PEMD	-	-	-
Tucano	0,3645	-	-
Madre Cristina	0,4677	0,3876	-

Cuadro 11. Parámetros genéticos de tres poblaciones de *C. langsdorffii* (colonias de Tucano y Madre Cristina y PEMD).

Adultos	n	A	n _e	H _e	H _o
PEMD	28,67 (0,82)	10,50 (2,59)	5,02 (0,98)	0,80 (0,03)	0,58 (0,21)
Madre Cristina	25,83 (3,37)	9,83 (2,86)	4,84 (2,04)	0,77 (0,07)	0,47 (0,21)
Tucano	28,50 (2,07)	10,67 (2,34)	5,76 (1,37)	0,82 (0,04)	0,53 (0,13)
Media	27,67 (1,59)	10,33 (0,44)	5,21 (0,49)	0,80 (0,02)	0,53 (0,05)
Juveniles	n	A	n _e	H _e	H _o
PEMD	29,33 (1,37)	11,00 (2,37)	5,28 (2,46)	0,78 (0,09)	0,55 (0,24)
Madre Cristina	37,83 (1,17)	12,00 (3,29)	5,57 (2,08)	0,80 (0,08)	0,58 (0,23)
Tucano	27,83 (4,58)	9,17 (4,35)	4,69 (3,17)	0,73 (0,11)	0,59 (0,26)
Media	31,66 (5,39)	10,72 (1,43)	5,18 (0,45)	0,77 (0,04)	0,57 (0,02)
Promedio general	29,66 (4,17)	10,52 (0,97)	5,19 (0,42)	0,78 (0,03)	0,55 (0,04)

Los parámetros obtenidos para juveniles y adultos eran el número de individuos caracterizados por el genotipo (n), el número promedio de alelos por locus (A), el número efectivo de alelos por locus (n_e), la heterocigosidad esperada (H_e) y la heterocigosidad observada (H_o). Los valores entre paréntesis indican la desviación estándar de las evaluaciones.

Cuadro 12. Parámetros de la estructura genética para tres poblaciones de adultos y tres de juveniles de *C. langsdorffii*. El intervalo de confiabilidad del 99% se obtuvo mediante 10 000 enlaces entre los loci.

Parámetro	Adultos		Juveniles	
	Valor estimado	Intervalo de confiabilidad	Valor estimado	Intervalo de confiabilidad
f	0,341	0,220–0,512	0,270	0,108–0,416
F	0,360	0,240–0,530	0,320	0,164–0,467
θ _p	0,029	0,014–0,042	0,069	0,038–0,099
N _m	8,491		3,352	

La fragmentación silvícola ha provocado un flujo de genes restringido entre las poblaciones de *C. langsdorffii*. El florecimiento parcialmente asincrónico e infrecuente de la especie (Pedroni et al. 2002) puede amplificar los efectos de la fragmentación. Si bien había mucha endogamia, la diversidad genética en poblaciones con diferentes períodos de florecimiento era alto. Este fenómeno también fue observado en la especie arbórea tropical *Pithecellobium elegans* (Hall et al. 1996).

Las distancias genéticas entre las poblaciones adultas eran menores que en las otras especies en todos los pares posibles (Cuadro 13, al dorso), lo que indicaba que el flujo de genes tiene lugar en intensidades similares en las tres poblaciones y que la deriva genética y la selección no causaron diferenciación entre las poblaciones. Los datos indican también que el flujo de genes estaba restringido sobre todo entre las poblaciones ubicadas más lejanas entre sí (PEMD y el fragmento de Tucano).

Peltophorum dubium

Los individuos adultos de *Peltophorum dubium* mostraron una alta diversidad genética en los tres sitios silvícolas (Cuadro 14). El número promedio de alelos por locus (A) y los valores de heteocigosidad (H_e y H_o) eran menores que los obtenidos para las otras tres especies. Esto se debe a la menor capacidad de la electroforesis de las aloenzimas (con marcadores codominantes) para detectar los polimorfismos cuando se la compara con los microsatélites.

La diversidad genética era alta para los juveniles de *P. dubium* ($H_e = 0,463$) y los adultos ($H_e = 0,451$) y no se detectaron diferencias entre las tres poblaciones para H_e ni H_o . La población estudiada presentaba un índice de fijación prácticamente nulo.

En contraste con lo observado para las otras especies, la evaluación de la endogamia total de *P. dubium* no difería significativamente de cero (Cuadro 15, pág. 197). Esto indicaba

Cuadro 13. Matrices de las distancias genéticas de Nei entre las poblaciones adultas y juveniles de *C. langsdorffii*.

Adultos	PEMD	Tucano	Madre Cristina
PEMD	-	-	-
Tucano	0,1445	-	-
Madre Cristina	0,1268	0,1960	-

Juveniles	PEMD	Tucano	Madre Cristina
PEMD	-	-	-
Tucano	0,5670	-	-
Madre Cristina	0,1613	0,3319	-

Cuadro 14. Parámetros genéticos de tres poblaciones de *P. dubium* (colonias de Tucano y Madre Cristina y PEMD).

Adultos	n	A	n_e	H_e	H_o
PEMD	26,20 (1,24)	2,40 (0,00)	1,85 (0,60)	0,40 (0,23)	0,41 (0,25)
Madre Cristina	22,40 (3,12)	2,40 (0,00)	1,99 (0,69)	0,45 (0,17)	0,48 (0,19)
Tucano	24,20 (1,61)	2,40 (0,00)	2,08 (0,72)	0,47 (0,18)	0,46 (0,17)
Media	24,27 (1,90)	2,40 (0,00)	1,97 (0,12)	0,45 (0,04)	0,45 (0,04)

Juveniles	n	A	n_e	H_e	H_o
PEMD	19,93 (0,50)	2,40 (0,00)	2,07 (0,76)	0,46 (0,20)	0,40 (0,14)
Madre Cristina	10,07 (5,80)	2,20 (0,20)	1,89 (0,42)	0,45 (0,12)	0,49 (0,09)
Tucano	13,87 (1,60)	2,40 (0,00)	2,01 (0,51)	0,48 (0,12)	0,48 (0,16)
Media	14,62 (5,26)	2,33 (0,14)	1,99 (0,09)	0,46 (0,04)	0,45 (0,09)
Promedio general	17,03 (6,31)	2,35 (0,12)	1,97 (0,12)	0,46 (0,04)	0,45 (0,08)

Los parámetros obtenidos para juveniles y adultos eran el número de individuos caracterizados por el genotipo (n), el número promedio de alelos por locus (A), el número efectivo de alelos por locus (n_e), la heterocigosidad esperada (H_e) y la heterocigosidad observada (H_o). Los valores entre paréntesis indican la desviación estándar de las evaluaciones.

Cuadro 15. Evaluaciones de la estructura genética obtenidas como promedios de los loci para poblaciones de adultos y juveniles de *P. dubium*. El intervalo de confiabilidad del 95% se evaluó mediante 10 000 enlaces entre los loci.

Parámetro	Adultos		Juveniles	
	Valor estimado	Intervalo de confiabilidad	Valor estimado	Intervalo de confiabilidad
f	0,0012	-0,2030–0,1839	0,0396	-0,1471–0,1733
F	0,0279	-0,1531–0,2082	0,0523	-0,1490–0,1879
θ_p	0,0267	0,0022–0,0578	-0,0019	-0,0155–0,0092
N_m	9,11		18,94	

probablemente que *P. dubium* ha desarrollado un eficiente sistema de polinización típico de las especies que se reproducen mediante fertilización cruzada. Se observó una baja divergencia entre las poblaciones ($\theta_p = 0,027$) y se halló un equilibrio entre el flujo de genes y la deriva genética. La divergencia genética entre juveniles era cercana a cero (Cuadro 15).

5. Consideraciones finales

Los cambios del uso de las tierras que han tenido lugar en Pontal desde el decenio de 1950 han provocado la casi completa remoción del bosque natural que ha sido reemplazado ahora sobre todo por praderas. Actualmente la cría de ganado es la actividad económica más importante en la zona sudoccidental del Estado de São Paulo. No solo sufrió el bosque importantes reducciones en el pasado reciente sino que los pocos fragmentos que permanecen siguen siendo amenazados por el aprovechamiento maderero ilegal, la recolección de leña y las perturbaciones vinculadas con la caza.

La investigación de la diversidad genética indicó que la fragmentación silvícola todavía no ha provocado una pérdida significativa de alelos en las poblaciones adultas de las cuatro especies seleccionadas. En efecto, si bien dos de las poblaciones estudiadas estaban ubicadas en fragmentos, estos eran grandes fragmentos y la pérdida de árboles adultos no era tan drástica como para causar una inmediata y significativa pérdida de diversidad genética; la diversidad genética también permanecía alta en los juveniles. En efecto, las poblaciones de las cuatro especies mostraban altos niveles de diversidad genética, contrariamente a lo que se ha observado para especies silvícolas raras en otras partes (Hamrick y Murawski 1991). Sin embargo se debe hacer hincapié en que solo recientemente se han utilizado microsatélites marcadores para estudiar las especies arbóreas tropicales. Por lo tanto, la evaluación de los parámetros genéticos obtenidos aquí probablemente es mayor que la que podría haberse obtenido con otros métodos, debido a su mayor capacidad para detectar polimorfismos.

Dada la fragmentación esperábamos encontrar una estructura espacial en las pautas de los genes. Sin embargo, observamos poca organización espacial en las poblaciones adultas de *Cedrela fissilis*, *Peltophorum dubium* y *Copaifera langsdorffii* (mientras había una distancia genética más pronunciada entre las poblaciones de *Hymenaea courbaril*). La baja diferenciación genética encontrada entre las poblaciones en este estudio coincide con los altos índices de cruzamiento lejano que muestran habitualmente las especies arbóreas tropicales (Hall et al. 1996). Considerando las diferencias de las características ecológicas y de reproducción de las especies estudiadas, los índices de cruzamiento lejano no son suficientes por sí mismos para predecir el grado y el tipo de diferenciación notado en estas poblaciones. Por ejemplo, las especies que aparecen naturalmente en estructuras meta-población probablemente no tendrán demasiado modificada su estructura genética luego de producirse la fragmentación (England et al. 2002).

Con todo, la toma de conciencia ambiental está aumentando en la región de Pontal, y la plantación de bosques y otros programas de recuperación han comenzado a tener

éxito. La legislación y las políticas se dirigen en medida creciente hacia la conservación de los bosques remanentes restringiendo el aprovechamiento tanto de rollizos como de PSNM. La puesta en vigencia de la legislación existente también está mejorando, si bien lentamente. Además, las organizaciones campesinas como COCAMP y MST han incorporado consideraciones ambientales a sus principios y prácticas. Algunos agricultores han comenzado a adoptar programas agrosilvícolas utilizando especies nativas en zonas que bordean los fragmentos silvícolas, incluyendo la adopción de sistemas silvopastorales.

Referencias

- Anonymous. 1992. Árboles de Misiones: *Peltophorum dubium*. Yvyrareta 3(3):25-27.
- Beduschi Filho, L.C. 2003. Assentamentos Rurais e Conservação da Natureza: Do Estranhamento à Ação Coletiva. Iglu/FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo), São Paulo, Brazil.
- Biloni, J.S. 1990. Árboles autóctonos Argentinos. Typography Argentina Publishing company, Buenos Aires, Argentina.
- Burkart, A. 1952. Las Leguminosas Argentinas. Editorial Acme Agency, Buenos Aires, Argentina.
- Carvalho, P.E.R. 1994. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso de madeira. Brasília. EMBRAPA-CNPQ (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária-Centro Nacional de Pesquisa Florestal). Brasília, Argentina.
- Ciampi, A.Y. 1999. Desenvolvimento e utilização de marcadores microsatélites, AFLP e seqüenciamento de cpDNA, no estudo da estrutura genética e parentesco em populações de copaíba (*Copaifera langsdorffii*) em matas de galeria no cerrado. Botucatu. PhD thesis, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Botucatu, Brazil.
- Cullen Jr, L. 1998. Ilhas de Biodiversidade como corredores na restauração de paisagens fragmentadas no Pontal do Paranapanema, São Paulo, Uma proposta para o Programa Nacional de Diversidade Biológica – PRONABIO. IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas, Nazaré Paulista, São Paulo, Brazil.
- Dean, W.A. 1996. A Ferro e Fogo: A História e a Devastação da Mata Atlântica Brasileira. Companhia das Letras, São Paulo, Brazil.
- Dubois, O. and J. Lowore. 2000. The journey towards collaborative forest management in Africa: Lessons learned and some navigational aids. An overview paper prepared for the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), International Institute for Environment and Development (IIED), London, UK.
- Ellenberg, H. and K. Schenck. 2001. Final report for the ecological research work in the project Conservation, Management and Sustainable Use of Forest Genetic Resources with Reference to Brazil and Argentina, to the International Plant Genetic Resources Institute (IPGRI), for the period May 2001–Sept 2002. IPGRI, Rome, Italy.
- Ellstrand, N.C. and D.R. Elam. 1993. Population genetic consequences of small population size: implications for plant conservation. Annu. Rev. Ecol. Sys. 24:217-242.
- England, P.R., A.V. Usher, R.J. Whelan and D.J. Ayre. 2002. Microsatellite diversity and genetic structure of fragmented populations of the rare, fire-dependent shrub *Grevillea macleayana*. Mol. Ecol. 11:976-977.
- Ferrari-Leite, J. 1998. A Ocupação do Pontal do Paranapanema. Editora Hucitec, São Paulo, Brazil.
- Ferreira, M.E. and D. Grattapaglia. 1995. Introdução ao uso de marcadores genéticos (2nd edn.) EMBRAPA-CENARGEN (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária-Centro Nacional de Recursos Genéticos e Biotecnologia), Brazil.
- Frankel, O.H. and M.E. Soulé. 1981. Conservation and Evolution. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Galetti, M. 1993. Diet of the scally-headed parrot (*Pionus maximiliani*) in a semideciduous forest in southeastern Brazil. Biotropica 25:419-425.

- Galetti, M. and F. Pedroni. 1994. Seasonal diet of capuchin monkeys (*Cebus apella*) in a semideciduous forest in southeast Brazil. *J. Trop. Ecol.* 10:27-38.
- Hall, P., S. Walker and K.S. Bawa. 1996. Effect of forest fragmentation on genetic diversity and mating system in a tropical tree, *Pithecellobium elegans*. *Conserv. Biol.* 10:757-768.
- Hallwachs, W. 1986. Agoutis (*Dasyprocta punctata*): The inheritors of Guapinol (*Hymenaea courbaril*, Leguminosae). In *Frugivores and Seed Dispersal* (A. Estrada and T.H. Fleming, eds.). Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Hamrick, J.L. and D.A. Murawski. 1991. Levels of allozyme diversity in populations of uncommon tropical tree species. *J. Trop. Ecol.* 7:395-399.
- Inoue, M.T. and F. Galvão. 1986. Desempenho assimilatório de *Mimosa scabrella*, *Peltophorum dubium*, *Schinus terebinthifolius* e *Matayba elaeagnoides*, em dependência da intensidade luminosa. *Acta Forestalia Brasiliensis*, Curitiba 1(1):89-98.
- ITESP (Instituto de Terras do Estado de São Paulo). 2002. Avaliação da Produção Agropecuária e da População dos Assentamentos do Estado de São Paulo no período 1996-2000. Departamento de Agricultura, Produção e Defesa, São Paulo, Brazil.
- Joly, C.A., M.P.M. Aida, C.A. Klink, D.G. McGrath, A.G. Moreira, P. Moutinho, D.C. Nepstad, A.A. Oliveira, A. Pott, M.J.N. Rodal and E.V.S.B. Sampaio. 1999. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. *Ciência e Cultura* 51:331-348.
- Lewis, P.O. and D. Zaykin. 2000. Genetic Data Analysis: Computer program for the analysis of allelic data. Version 1.0 (d15). Free program distributed by the authors over the Internet from the GDA. homepage at <http://hydrodictyon.eeb.uconn.edu/people/plewis/software.php>
- Motta Jr, J.C. and J.A. Lombardi. 1990. Aves como agentes dispersores de copaíba (*Copaifera langsdorffii*, Caesalpinoaceae) em São Carlos, São Paulo State. *Ararajuba* 1:105-106.
- Nason, J.D. and J.L. Hamrick. 1997. Reproductive and genetic consequences of forest fragmentation: two case studies of neotropical canopy trees. *J. Hered.* 88:264-276.
- Nei, M. 1973. Analysis of gene diversity in subdivided populations. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 70:3321-3323.
- Orfila, E.N. 1995. Frutas, Semillas y Plantulas de la Flora Argentina. Ediciones Sur, Buenos Aires, Argentina.
- Peakall, R. and P.E. Smouse. 2001. GenAEx V5: Genetic Analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. Australian National University, Canberra, Australia. <http://www.anu.edu.au/BoZo/GenAEx>
- Pedroni, F., M. Sanchez and F.A.M. Santos. 2002. Fenologia da copaíba (*Copaifera langsdorffii* Desf. – Leguminosae, Caesalpinoideae) em uma floresta semidecídua no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 25(2):183-194.
- Sebbenn, A.M., A.C.M.F. Siqueira, R. Vencovsky and J.A.R. Machado. 1999. Interação genótipo ambiente na conservação ex situ de *Peltophorum dubium*, em duas regiões do Estado de São Paulo. *Rev. Inst. Flor, SP*, 11(1):75-89.
- Templeton, A.R., K. Shaw, E. Routman, S.K. Davis. 1990. The genetic consequences of habitat fragmentation. *Mo. Bot. Gard. Annu. Rep.* 77:13-27.
- Valladares-Pádua, C. 1987. Black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*): Status and conservation. MSc thesis, University of Florida, Gainesville, USA.
- Weir, B.S. and C.C. Cockerham. 1984. Estimating F-statistics for the analysis of population structure. *Evolution* 38:1358-1370.
- Young, A., T. Boyle and T. Brown. 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends Ecol. Evol.* 11:413-418.
- Young, A.G., H.G. Merriam and I. Warwick, 1993. The effects of forest fragmentation on genetic variation in *Acer saccharum* Marsh. (sugar maple) populations. *Heredity* 71:277-289.



Capítulo 10

Estudio de caso para elaborar un modelo: opciones de ordenación de los RGS en ecosistemas de *Araucaria araucana*

L. Gallo¹, F. Letourneau¹ y B. Vinceti²

¹ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), San Carlos de Bariloche, Argentina

² Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos (IPGRI), Roma, Italia

1. Introducción

Uno de los principales objetivos de este proyecto sobre recursos genéticos silvícolas (RGS) financiado por el Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo de Alemania (BMZ) fue desarrollar y aplicar un modelo general que mejorara nuestra comprensión del dinamismo de los RGS en los bosques utilizados por las comunidades locales. Nuestra finalidad era poder usar ese modelo para comparar el comportamiento de diferentes ecosistemas silvícolas y en última instancia identificar los factores que influyen en sus procesos genéticos. Creemos que este método nos ayudará a determinar y seguir unos niveles sostenibles de RGS, tanto para ordenarlos como para conservarlos. En este capítulo presentamos los resultados de nuestra tarea de elaboración de un modelo para los bosques de *Araucaria araucana* (pehuén o araucaria) en la Argentina.

2. El Modelo Pehuén

Más o menos en los últimos 30 años el campo de la genética para la conservación silvícola se ha concentrado sobre todo en identificar concentraciones de diversidad genética de especies arbóreas y en investigar procesos genéticos alterados que de alguna manera amenazan la conservación de los RGS (Young et al. 2000). Pero en términos de aplicabilidad al mundo real, esta tarea ha olvidado un componente fundamental de la conservación y uso de los RGS al no haber tenido en cuenta a los actores más importantes de la conservación: las personas.

Combinada con perturbaciones naturales como incendios, vulcanismo y tormentas de viento, la actividad humana ha modelado también las características de los bosques de *Araucaria araucana* a lo largo del tiempo. Como vimos en el Capítulo 6, la deforestación redujo significativamente la extensión de los bosques de araucaria en Argentina (Veblen et al. 1999; Rechene 2000). Estas perturbaciones importantes han afectado la estabilidad de los ecosistemas de araucaria y la supervivencia de sus especies. Han modificado los hábitats silvícolas y cambiado la composición de su flora y sus características genéticas, pero con una intensidad que varía en el ámbito de difusión de la especie. Los bosques de araucaria siguen cambiando bajo la influencia del uso humano. El aprovechamiento maderero selectivo y la recolección de semillas (piñones) están hoy afectando fuertemente a los ecosistemas de araucaria y sus procesos genéticos, y esto es especialmente cierto en las poblaciones orientales fragmentadas de la especie que en la actualidad se regeneran sobre todo por medios vegetativos. Por lo tanto al estudiar la genética del pehuén y el dinamismo silvícola es esencial añadir el elemento humano y sus diversos contextos socioeconómicos, aunque esto aumente las tareas de análisis e investigación.

La complejidad de este tipo de sistemas modificados por el hombre no es fácilmente desentrañada mediante un pensamiento lineal o con herramientas analíticas estrictamente deterministas. Las interdependencias dinámicas entre los muchos parámetros y variables que se deben considerar cuando se elaboran modelos de este tipo de sistemas significa que se debe aplicar un método holístico (Haraldsson 2000). Pensar por sistemas, y pensar en uno de sus componentes, el dinamismo del sistema, aumenta nuestra capacidad para entender las relaciones dinámicas mutuas (Richmond 1993) y estas son por lo tanto herramientas apropiadas para elaborar conceptos y analizar entidades como los bosques que esperamos conservar a la vez que aprovechamos sus recursos (= sistemas de 'conservación a través del uso').

Mediante un modelo que aplica métodos de investigación de sistemas, tratamos de describir los bosques de pehuén en Argentina cuya especie dominante es *Araucaria araucana* y donde habita el pueblo indígena mapuche. Los elementos más importantes integrados en nuestro modelo son:

- Extensión del ecosistema silvícola que se debe modelar y los cambios que resultan de las actividades humanas (= límites del sistema)
- Productividad de semillas de diferentes bosques
- Consumo de semillas por parte de animales domésticos y silvestres
- Recolección de semillas por parte de los mapuches
- Diversidad genética silvícola
- Condición de las praderas (productividad y carga cinegética)
- Cantidad y distribución del bienestar entre las comunidades mapuches, e
- Ingresos per cápita de los mapuches provenientes de fuentes ajenas a la explotación agrícola.

En este capítulo llamamos a nuestro modelo de bosque de araucaria el Modelo Pehuén. Lo hemos creado teniendo en cuenta dos objetivos:

- Representar la estructura y dinamismo de los bosques de araucaria con un modelo descriptivo conceptual que identifique los vínculos y reacciones entre las variables y procesos genético, ecológico y socioeconómico, y
- Predecir el comportamiento futuro del sistema introduciendo como factores del modelo las prácticas actuales de ordenación y unas alternativas más sostenibles, lo que nos permite evaluar los resultados de diferentes regímenes de ordenación en el tiempo.

2.1 Materiales y métodos

La especie clave del ecosistema silvícola para la que elaboramos el modelo es *Araucaria araucana*. Este gran árbol es nativo de Argentina y Chile, crece sobre todo a alturas de entre 900 y 1800 metros sobre el nivel del mar (m snm), con apariciones esporádicas a alturas de unos 600 m snm (Armesto et al. 1997). La araucaria crece sobre todo en suelos derivados de depósitos de ceniza volcánica recientes, si bien también se la puede hallar en suelos más profundos derivados de rocas metamórficas y sedimentarias (Armesto et al. 1997). La distribución natural de la araucaria cubre un gradiente de precipitaciones que va de 900 a 2500 mm de lluvia por año en Argentina, recibiendo en algunos sitios de Chile hasta 4000 mm por año.

La *Araucaria araucana* se mezcla con otras especies arbóreas en los gradientes de precipitaciones y de latitud, pero por lo general aparece asociada con *Nothofagus* spp. y *Austrocedrus chilensis*. Las asociaciones silvícolas más comunes son:

- *Araucaria araucana* con *Nothofagus pumilio* (llamada 'lenga' en lengua mapuche). Esta asociación se presenta por lo general en las zonas más occidentales y húmedas del ámbito natural de difusión de la araucaria a mayores alturas (1100-1800 m snm) en las laderas que dan al sur. Este tipo de bosque ha sido aprovechado comercialmente.
- *Araucaria araucana* y *Nothofagus antarctica* en forma de arbustos (llamada 'ñire' en lengua mapuche). Esta asociación se encuentra en los valles que corren de este a oeste y cerca del límite superior del bosque. La canopia de araucaria emerge de un manto procumbente de ñire. En la actualidad este tipo de bosque es una fuente importante de leña para las comunidades mapuches y está afectado por el apacantamiento de ganado y por incendios naturales o provocados por el hombre.

- Cerca del límite superior del bosque o en suelos más pobres se encuentran rodales puros de *Araucaria araucana*, también a alturas menores, entremezclados en un medio ambiente de estepa. Los fragmentos silvícolas de la estepa aparecen en bosquesillos aislados fuertemente perturbados por actividades humanas (como la recolección de semillas, apacentamiento de ganado, etc.).

2.2 Diseño del modelo

El Modelo Pehuén fue diseñado para responder a una pregunta específica: ¿es posible aumentar la capacidad de regeneración de un bosque y al mismo tiempo mejorar también los medios de vida de la población local que depende del mismo?

El modelo diseñado siguió cuatro etapas, según lo subrayado por Randers (1980): elaboración del concepto, formulación, prueba y ejecución. Durante el Paso 1, elaboración del concepto, se define el propósito del modelo y sus límites y se identifican las variables clave. El comportamiento de un modelo de sistema depende de su estructura y de los elementos incluidos. Por ello el establecimiento de los límites del sistema precede a la identificación de las variables y procesos clave que se incluyen también en el modelo (Haraldsson 2000). El modelo debe incluir todos los elementos que actúan mutuamente para hacerlo dinámico (Cover 1996). Si las causas del fenómeno o proceso de un sistema tal como se lo describe actualmente en el modelo se encuentran fuera del mismo, es entonces necesario ampliar los límites originales para abarcarlos. Es también necesario describir unidades comprensibles de las variables clave y definir las relaciones causales dentro del sistema, representadas mediante circuitos de reacción.

En el Paso 2, formulación, se elaboran los diagramas que describen de manera viva la reacción y se los convierte en ecuaciones de nivel y de índice. En el Paso 3, prueba, se establecen los valores de los parámetros y se prueba el modelo empleando simulaciones basadas en las condiciones actuales del sistema, pero proyectadas a un período definido futuro. Por último en el Paso 4, se ejecuta el modelo para simular las respuestas del sistema a las alternativas de ordenación.

Las reacciones dentro del sistema se describen empleando diagramas de rizo causal (DRC). Cada componente de un sistema actúa como una causa o un efecto de los procesos relativos (Haraldsson 2000). Los DRC son mapas que representan este comportamiento ilustrando las relaciones entre y dentro de los componentes de un sistema. Una reacción representa un proceso en cascada en el cual un acontecimiento inicial reverbera a través de una cadena causal que termina por afectarlo (Martin 1997). Existen dos clases de reacciones: positiva y negativa. Una reacción positiva ocurre cuando procesos complejos, reforzados o amplificados, producen un comportamiento exponencial. Una reacción negativa hace que sistemas equilibrados o estabilizados tengan comportamientos asintóticos o bien oscilatorios (Haraldsson 2000). En la Figura 1 se presenta un ejemplo de diagrama de rizo causal con reacciones positiva y negativa.

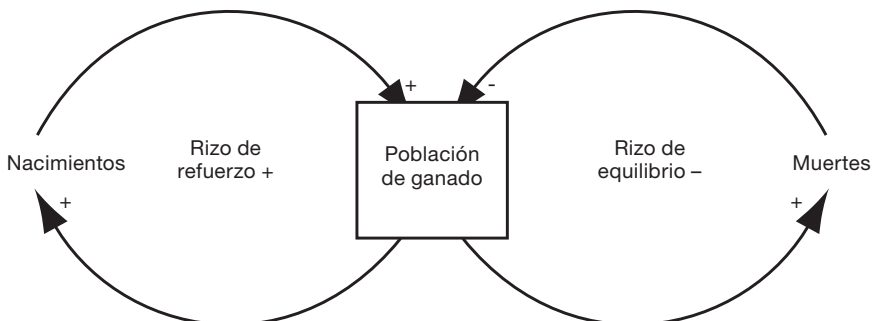


Figura 1. Ejemplo de diagrama de rizo causal (DRC) que muestra las reacciones positivas (nacimientos) y negativas (muertes) de una población de ganado.

Los niveles, flujos e índices del sistema se determinan de manera tal que con el ordenador puedan llevarse a cabo las simulaciones. Los niveles son cantidades que se acumulan con el tiempo, los flujos son movimientos dentro y fuera de los niveles, y los índices controlan el cambio de los niveles por unidad de tiempo. Por ejemplo, la población de ganado es un nivel, y la incorporación y mortalidad del ganado son flujos regulados por índices que modifican el número de cabezas de ganado en el sistema. Los mecanismos de reacción del Modelo Pehuén, como se muestra en la Figura 1, fueron introducidos en el modelo de medio ambiente STELLA (Pensamiento Estructural, Laboratorio de Aprendizaje Experimental con Animación, sigla en inglés; Richmond 1994) para llevar a cabo una simulación en el ordenador. En STELLA, los niveles y cambios de niveles se expresan mediante símbolos de existencias (recuadros rectangulares) y flujo (flechas) (Figura 2). Un índice de cambio puede ser concebido como un grifo que controla el flujo de agua en una bañera (Roberts 2001).

2.3 Elaboración del concepto del modelo

El primer paso del diseño de un modelo es la elaboración del concepto (Albin 1997). Incluye los siguientes pasos: (i) definición de los objetivos del modelo y sus límites; (ii) identificación de las variables clave; (iii) descripción del comportamiento de las variables y (iv) descripción de los principales mecanismos o rizos de reacción del sistema. El propósito del Modelo Pehuén era identificar y analizar las relaciones entre los diferentes elementos, procesos y factores que interactúan en el ecosistema silvícola de la araucaria y, más específicamente, incorporar el impacto de las comunidades indígenas en el bosque y en especial en los RGS. Por ello se incluyeron en el sistema variables ecológicas y socioeconómicas clave que nos ayudaron a profundizar nuestra comprensión del dinamismo actual de los RGS de araucaria y a predecir la evolución del bosque en las condiciones futuras.

Límites

Los límites del sistema corresponden a los de la comunidad mapuche de Chiuquilihuin (para mayores detalles sobre este sitio de estudio ver el Capítulo 6). La zona habitada por los mapuches de Chiuquilihuin se identificó como la más adecuada para el estudio porque sus dinanismos socioeconómicos, ecológicos y de genética silvícola eran representativos de los que se encuentran en otras comunidades mapuches. El tamaño del territorio de la

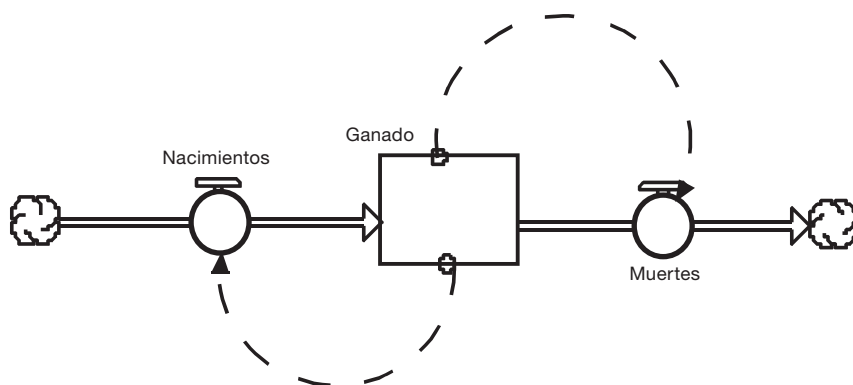


Figura 2. Relaciones del DRC de la Figura 1 presentadas en un STELLA que representa el ganado y los flujos. Las flechas llenas (incorporación y mortalidad y sus índices respectivos) fluyen dentro y fuera del recuadro rectangular, que representa el tamaño de la población de ganado. Las flechas de rayas indican las reacciones de las existencias de ganado en los flujos.



Figura 3. Un ejemplar aislado de *Araucaria araucana* en la estepa cerca de la comunidad de Chiuquilihuin (foto: A. Jarvis).

comunidad es de aproximadamente 5000 hectáreas, ubicada en los Andes meridionales de la provincia de Neuquén en Argentina, aproximadamente entre 39° 35' 30" S y 39° 39' 30" S y 71° 13' 30" O y 71° 0' 0" O. Al norte y oeste bordea el Parque Nacional Lanín y en el sur y este bordea otras comunidades mapuches y haciendas privadas. El medio natural es de colinas y montañoso y va de 750 m a 2000 m snm. Las precipitaciones disminuyen de 1800 mm a 1200 mm por año a lo largo de un gradiente oeste-este. Se encuentran habitualmente asociaciones de *Nothofagus* spp. y *Araucaria araucana* a alturas mayores, que en las zonas occidentales más húmedas constituyen bosques densos. En la parte oriental de la zona modelada se encuentran numerosos rodales fragmentados pero puros de *A. araucana*, dispersos en un ambiente de estepa (800-1000 m snm) degradado por el sobrepastoreo (Figura 3). Se halló poca o ninguna regeneración sexual dentro de los bosquecillos de araucaria en la estepa.

Subsistemas

Se identificaron tres subsistemas principales que influyen en el sistema de araucaria en el territorio de Chiuquilihuin: (i) medios de vida de la comunidad; (ii) disponibilidad de semillas para la regeneración sexual del bosque y (iii) ganado. El subsistema de disponibilidad de semillas se dividió en dos componentes porque existían datos para describirlo en forma separada (ver Capítulo 6): producción de semillas, que se basa en la capacidad de reproducción de los árboles maduros, y consumo de semillas, que incluye la depredación de semillas por parte de los animales y la recolección de semillas hecha por la gente con diversos propósitos. El diagrama DRC de la Figura 4 describe las principales variables y mecanismos de reacción identificados.

Caracterizamos la genética de los rodales silvícolas utilizados para realizar el modelo y estudiamos su flujo de genes. El flujo de genes se desplazaba desde el oeste hacia

los fragmentos orientales de la zona de estudio, con información genética transportada por el polen proveniente de los rodales silvícolas continuos occidentales de *A. araucana* y *Nothofagus* spp. Sin embargo había indicaciones de que en un futuro no muy lejano comenzaría la diferenciación por erosión genética en los rodales orientales de araucaria, puros pero fragmentados y formados por árboles crecidos de años, ahora degradados por el sobrepastoreo. Esto resultaría sobre todo por la falta de regeneración sexual y malograría la diversidad genética relativamente alta que todavía se encuentra en las existencias de semillas de estos fragmentos. Los probables efectos de la escasa o nula regeneración sexual, la restringida dispersión de semillas por roedores debida a las perturbaciones causadas por el continuo aprovechamiento de leña, y la eventual remoción de algunos individuos maduros, aparecen descritos en el DRC de la Figura 4 (pág. 207) en relación con los procesos genéticos de la (presunta) endogamia y migración.

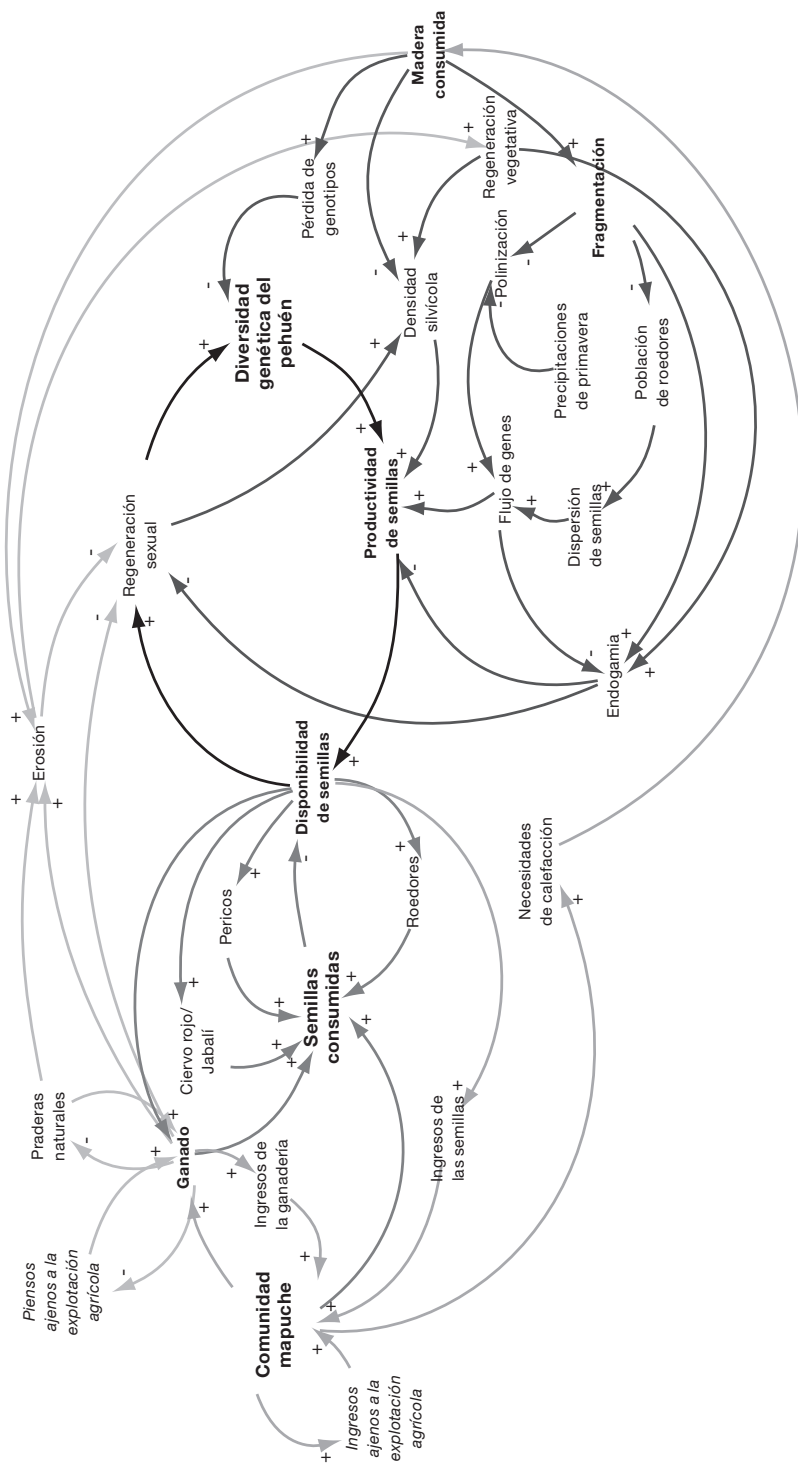
Los resultados obtenidos en la investigación respecto de la disponibilidad de semillas nos permitieron producir diagramas de rizo causal de la producción de semillas en relación con las precipitaciones para los diversos rodales silvícolas de araucaria incluidos en el estudio. Encontramos que la precipitación es el principal factor que controla la producción de semillas en todos los ecosistemas silvícolas investigados (ver la simulación de las pautas de la producción de semillas a lo largo de 50 años en la Figura 9, pág. 213). En efecto, la cantidad de semillas producidas en un año dado estaba determinada por el promedio anual de precipitaciones que tuvieron lugar dos años antes. Esto puede relacionarse con los efectos de las precipitaciones en el momento de la polinización (Sanguinetti et al. 2001).

Al investigar el componente de consumo de semillas en el subsistema de disponibilidad de semillas encontramos que éstas eran retiradas del sistema por animales domésticos como ovejas, cabras, vacas y caballos, por animales silvestres exóticos como ciervo rojo y jabalí, por roedores nativos y pericos y por las actividades de recolección de los mapuches de Chiuquilihuin. Algunos depredadores de semillas también participaban en la migración de genes porque contribuían a la dispersión de las semillas y esto se reflejaba también en nuestro modelo conceptual. Puesto que la comunidad de Chiuquilihuin utilizaba las semillas de araucaria como pienso para el ganado, también las decisiones sobre la ordenación del ganado afectan la disponibilidad de semillas y tratamos de incorporar este hecho en el subsistema de disponibilidad de semillas de nuestro modelo.

Identificamos los mecanismos a través de los cuales las variables de los tres subsistemas principales afectan la diversidad genética, aprovechando la teoría existente y los conocimientos experimentales sobre la genética de la población adaptados a las características del sistema pehuén. Por ejemplo, supusimos que la fragmentación de los bosques de araucaria tendría una influencia indirecta en la diversidad genética al afectar la migración de genes. En el bosque oriental de araucaria la fragmentación aumenta la distancia que el polen debe atravesar y/o disminuye la disponibilidad de hábitats para los dispersadores. Por lo menos en el momento de nuestra investigación la diversidad genética de las poblaciones fragmentadas de araucaria era comparable a la de los rodales silvícolas más densos del oeste, sin que hubiera evidencia de un aumento de la endogamia y/o fijación o pérdida de alelos. Muy probablemente esto se debió al sostenido flujo de genes que se producía en el eje oeste-este de bosques de araucaria.

La erosión es otra variable importante del sistema que tiene serias repercusiones ecológicas, genéticas y socioeconómicas. Dentro de la zona de estudio se ha ido produciendo pérdida de hábitat como resultado de los diversos grados de intensidad de la erosión del suelo, y esta pérdida se incluyó como factor en nuestro modelo. La erosión más dramática tuvo lugar en los rodales fragmentados y aislados orientales de araucaria rodeados por praderas. El modelo refleja nuestra conclusión de que la erosión afecta la regeneración e induce una regeneración vegetativa. Dejamos esto señalado como tema para investigaciones ecológicas futuras.

El subsistema de los medios de vida de la comunidad (o socioeconómico) estaba representado en nuestro modelo por los siguientes componentes del proceso: ordenación del ganado, consumo de semillas, aprovechamiento de la madera, ingresos derivados de las semillas, ingresos de la ganadería e ingresos de actividades ajenas a la agricultura.



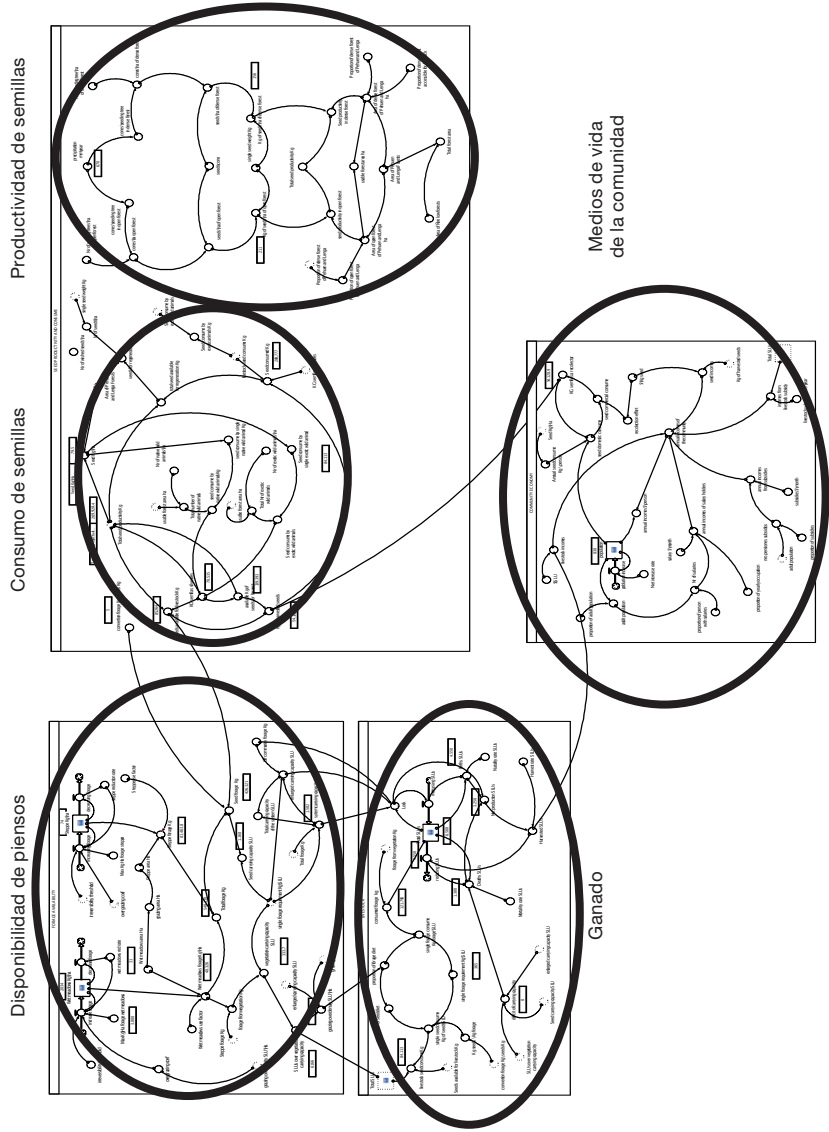


Figura 5. Vista general de la representación STELLA de existencias y flujo en el Modelo Pehuén, indicando la complejidad del sistema.

Se analizaron estos componentes y sus variables fueron cuantificadas. A fin de evaluar la sostenibilidad de las prácticas actuales de ordenación del ganado se emprendió un análisis de la carga cinegética de las diferentes praderas distribuidas alrededor de los bosques de araucaria y de su papel en el sistema pehuén, en colaboración con expertos en praderas herbosas y utilizando herramientas del sistema geográfico de información (GIS) del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) de Bariloche, Argentina.

2.4 Indicadores de sostenibilidad

La cantidad de semilla disponible para la regeneración sexual natural de los árboles de araucaria se identificó como la variable clave para la estabilidad del sistema pehuén a largo plazo. La disponibilidad de semillas se correlacionó fuertemente con el mantenimiento de la diversidad genética y, en consecuencia, con el potencial de evolución a largo plazo de los bosques de araucaria. Se determinó que para la sostenibilidad genética el umbral mínimo de producción de semillas por hectárea era de 18 000 semillas. Este valor se obtuvo combinando las evaluaciones de la capacidad promedio de germinación (70%) de semillas producidas por muchas poblaciones de *A. araucana* en la zona de estudio junto con la observación de la densidad natural de regeneración de los rodales no afectados por la recolección humana de semillas o por el consumo de semillas por el ganado o animales silvestres exóticos. En condiciones ideales, un índice anual de germinación por semilla del 70% proveería 12 600 brinzales/ha. Se supone que esta cantidad aseguraría la regeneración de araucaria y por lo tanto la sostenibilidad *genética* de los procesos de evolución de dichos bosques.

Se constató que el indicador de la sostenibilidad *ecológica* de los ecosistemas de araucaria era la productividad de piensos en las praderas húmedas, uno de los muchos tipos de praderas hallados en la zona de estudio (ver Cuadro 6, Capítulo 6). Las praderas húmedas son el tipo más productivo y también más resiliente a la presión del apacentamiento (ver Sección 3 más adelante). Se estableció que cuando la productividad de piensos en relación con la productividad máxima disminuía en un 20% o más, las praderas húmedas estaban gravemente degradadas y en consecuencia se reducía su carga cinegética. Ese valor representa el umbral de sostenibilidad ecológica.

Se identificó un ingreso anual promedio per cápita de 500 \$EE.UU. (equivalente a 1500 pesos argentinos/año) como el principal indicador de sostenibilidad del subsistema *socioeconómico*. Cualquier cambio hacia abajo en el ingreso promedio se considera no sostenible.

3. Estructura del modelo STELLA

Los tres subsistemas identificados más arriba se adaptaron a un modelo de tipo STELLA que permite predecir las condiciones futuras a través de la simulación (Figura 5). La disponibilidad de piensos para el ganado se modeló separadamente pues se disponía de datos para representar los dinámismos de las praderas. Los subsistemas modelados se describen más abajo.

Ganado

Este subsistema simula el comportamiento del ganado (ovejas, cabras, vacas y caballos; ver Figura 6 en pág. 210) en el Modelo Pehuén. El trazado del modelo puede ser refinado describiendo mejor los procesos de regeneración y la degradación de las praderas, pero este es el primer tentativo de describir los dinámismos del ganado y se necesita más investigación para recoger información más detallada. Como norma para representar las densidades de apacentamiento y los requisitos de alimentos de los animales, se adoptó una unidad de conversión en ganado ovino (UGO) (un UGO es una medida estándar que se usa para homogeneizar las cantidades de ganado por área de superficie) a fin de hacer posibles las comparaciones. Un UGO es el equivalente de 1 oveja que pesa 40 kg y consume 365 kg de pienso seco por año (Siffredi et al. 2002). La conversión utilizada era 1 oveja o cabra = 1 UGO, 1 vaca = 7,5 ovejas o cabras (o 7,5 UGO) y 1 caballo = 10 ovejas o cabras (10 UGO).



Figura 6. Un mapuche conduciendo su ganado (foto: M.R. Lanari).

Se hizo depender el número de UGO apacentadas en la zona de estudio de la variación anual de los índices de nacimiento y mortalidad y del número de UGO carneadas anualmente. La mortalidad del ganado se describió en el modelo como controlada en parte por la carga cinegética del sistema, que corresponde a la razón entre la cantidad de comida disponible en promedio cada año y la cantidad de alimento consumida por una UGO. La cantidad de comida disponible se calcula convirtiendo la producción anual total de todas las praderas en disponibilidad anual de pienso seco, combinada con la disponibilidad de semillas de pehuén. Este último valor se calcula como la diferencia entre la producción de semillas de un año dado y la cantidad de semillas retiradas del sistema para consumo de los depredadores fuera del uso como comida para el ganado. Sobre la base de sus valores nutricionales, Sanguinetti et al. (2001) convirtieron las semillas de araucaria en unidades equivalentes de pienso seco con un índice de 1 kg de semillas equivalente a 2,5 kg de pienso seco.

El tamaño de los rebaños del sistema pehuén en cada momento dado depende de variables tales como las prácticas de ordenación del ganado, cantidad de carne consumida localmente, oportunidades de comercializar la carne, proporción de hembras reproductivas en relación con los rebaños y cantidad de pienso disponible para el ganado, siendo esta última variable el factor limitador. Observamos que el ganado del sistema pehuén consume por año un promedio de 82% de pienso seco (de las praderas) y 18% de semilla de araucaria (de los bosques de araucaria). Cuando se limitaba el pienso seco, las cantidades de semillas consumidas aumentaban y esto tenía efectos negativos en la regeneración natural de los rodales de araucaria y en última instancia en la diversidad genética de dichos bosques. Esta relación demuestra cómo la diversidad genética de la araucaria depende indirectamente de las prácticas de ordenación del ganado de la comunidad mapuche.

Disponibilidad de pienso

Determinamos la productividad de pienso de los cinco tipos de praderas y la cantidad de semillas que se podrían cosechar de manera sostenible en los bosques de araucaria (ver Capítulo 6). Esto nos permitió establecer la carga cinegética del sistema pehuén, así como un umbral de densidad de ganado por encima del cual tendría lugar el sobrepastoreo.



Figura 7. La ecoregión de estepa de la Patagonia, con su típica vegetación xerófila, sumamente adaptada para resistir la sequía, los vientos y a los herbívoros (foto: B. Vinceti).

También calculamos una nueva variable que llamamos ‘carga cinegética aumentada’ que incluye alimentos para ganado provenientes de fuentes ajenas al sistema pehuén, en particular piensos de campos de verano en las zonas vecinas fuera de los límites del modelo, y heno abastecido periódicamente.

Las praderas más productivas de pienso eran las praderas húmedas. Estas son zonas donde el agua cubre el suelo o está presente en o muy cerca de la superficie del suelo durante todo el año, o por períodos variables de tiempo a lo largo del año. La máxima producción de pienso recogida en el sistema pehuén resultó comprendida entre 3000–5000 kg/ha de pienso seco para la praderas húmedas, y 20–50 kg/ha de pienso seco para el tipo de pradera esteparia más seca (Figura 7). Se determinó que la proporción anual de producción consumida por el ganado (= factor de uso) para estos dos tipos extremos de praderas era de 65% y 40% respectivamente (ver Anexo 1; Siffredi et al. 2002).

La cantidad de animales domésticos (= carga cinegética) que puede soportar el sistema pehuén se definió como el número de UGO que se pueden alimentar de manera sostenible con el abastecimiento combinado de piensos de los cinco tipos de praderas y las semillas de araucaria. En nuestro modelo, la disponibilidad de pienso se vincula con la carga cinegética por un mecanismo de reacción. Cuando se produce el sobrepastoreo, la disponibilidad de piensos (pienso de la pradera y semillas del bosque como pienso) disminuye junto con la carga cinegética. Las ecuaciones que describen la relación entre el grado de sobrepastoreo y la disminución de la productividad de piensos se formularon con el asesoramiento de expertos del INTA.

Medios de vida de los mapuches

Se eligió el ingreso anual per cápita de Chiuquilihuin como la variable que debía seguirse para evaluar la sostenibilidad socioeconómica del sistema pehuén. Para inicializar las simulaciones STELLA (Anexo 1) se utilizó el tamaño de la comunidad de Chiuquilihuin (306 personas) y su índice de crecimiento neto del 2% (incluidos nacimientos, fallecimientos, emigración e inmigración; Pinna 2002).

En el modelo se incluyeron cuatro fuentes de ingresos: venta de ganado, venta de semillas de araucaria, subsidios del gobierno y salarios. Los subsidios y salarios se definieron

como fuentes ajenas a la explotación agrícola. El ingreso anual per cápita proveniente de la ganadería se determinó calculando el volumen de la venta de ganado de los miembros de la comunidad en un año (al precio corriente de 70 pesos o 25 \$EE.UU./UGO) dividido por el número de miembros de la comunidad. El ingreso anual per cápita proveniente de semillas se determinó calculando la cantidad de semillas de araucaria vendida a 1,5 pesos o 0,50 \$EE.UU./kg dividida por el número de miembros de la comunidad. La cantidad de semillas recolectadas en un año determinado se fijó en función tanto de la disponibilidad de semillas como de la motivación para recogerla, asumiendo que esta última variable se relacionaba con los índices de consumo doméstico tradicional y las fluctuaciones de los precios de mercado. La cantidad de semilla vendida se calculó como una fracción variable del total de semillas recogidas por la comunidad local.

Los ingresos ajenos a la explotación agrícola provenientes de subsidios se fijaron en función de la proporción de miembros adultos de la comunidad con derecho a recibir subsidios del gobierno: el 30% de la población son adultos, de los cuales el 75% reciben subsidios (Pinna 2002). Los ingresos de salarios se fijaron en función del número de adultos con trabajos temporarios (el 25% de los miembros adultos de la comunidad, que trabajan un promedio de 7,2 meses/año) y del salario mensual promedio de 350 pesos o 120 \$EE.UU. (Pinna 2002). Determinamos que el ingreso anual promedio per cápita es aproximadamente de 500 \$EE.UU., unos 1500 pesos argentinos/año.

Producción y consumo de semillas

Se diseñó un subsistema para describir las fluctuaciones de la cantidad de semillas disponibles para la regeneración de la araucaria. Este valor se definió como la diferencia entre la cantidad anual promedio de semillas producidas por los rodales silvícolas de araucaria y la cantidad promedio anual de semillas consumidas, que variaba en relación con la depredación animal (Figura 8, pág. 213) y las cantidades recogidas por los mapuches de Chiuquilihuin.

La cantidad anual promedio de semillas producidas está determinada por la cantidad de árboles maduros/ha y las precipitaciones anuales de los dos años precedentes, que es el tiempo que les lleva a las semillas alcanzar la madurez. Las cantidades de lluvia medidas en los cuatro años de la investigación de campo se utilizaron para extrapolar la tendencia de las precipitaciones en un período más prolongado. El número de piñas/árbol fue correlacionado inversamente respecto de las lluvias anuales porque creemos que las altas precipitaciones tienen un efecto negativo en la polinización (Sanguinetti et al. 2002). En nuestro modelo la evaluación del número de árboles semilleros/ha varía con arreglo a las características de bosque de pehuén abierto *versus* cerrado. También supusimos que los efectos negativos de fuertes precipitaciones sobre la polinización no deberían sentirse tanto en los bosques más abiertos y secos como en los bosques más densos y húmedos (nuestro modelo utilizó 17 árboles/ha para representar un sitio abierto y seco, y 55 árboles/ha para sitios densos y húmedos; Sanguinetti et al. 2002).

Sobre la base de las observaciones de campo se estimó que la proporción expuesta a la acción del ganado que incluye consumo de semillas, pastoreo y pisoteo de brinzales con la consiguiente erosión era un 30% del total de la superficie de bosques del modelo. También se atribuyeron diferentes índices de consumo de semillas a los ciervos rojos y jabalíes ('animales silvestres exóticos') del territorio de Chiuquilihuin y a los animales silvestres nativos (roedores y pericos). Se asignaron diferentes valores de tiempo y comportamiento a los consumidores de semillas. Por ejemplo, se supuso que los animales silvestres eran los primeros en consumir las semillas disponibles, seguidos por las personas que al recoger semillas para su consumo reducían la disponibilidad de las mismas, y por último el ganado que consumiría la cantidad restante tanto en el apacentamiento directo como recibéndolo de los mapuches como pienso.

La cantidad de semillas consumidas por los animales silvestres (nativos y exóticos) depende del tamaño de sus poblaciones, o de los índices de consumo por cada animal, y de si se trataba de una zona donde se apacentaba el ganado. La cantidad de semillas recogidas por la población local o consumida por el ganado y los animales silvestres dependía también de las fluctuaciones de la producción de semillas.



Figura 8. Depredación de semillas de *Araucaria araucana* por parte de las aves antes de la dispersión (foto: B. Vinceti).

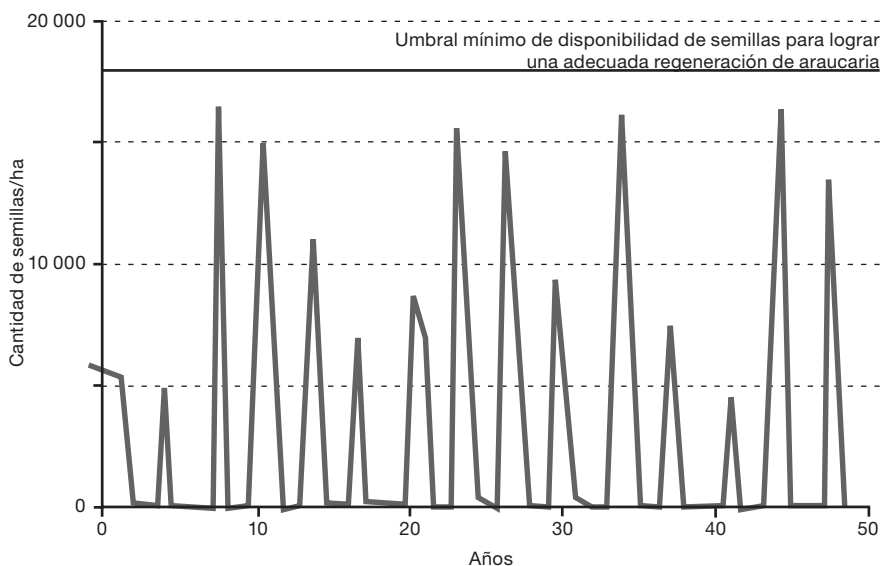


Figura 9. Cantidad de semillas disponibles para la regeneración en el período de simulación de 50 años. La línea horizontal superior indica el umbral mínimo de disponibilidad de semillas suficiente para permitir que se produzcan adecuados episodios de regeneración. La fluctuación simulada de producción de semillas se correlaciona fuertemente con la variación de las precipitaciones anuales en los dos años anteriores.

Se determinó que la densidad de animales silvestres era de 50/ha para los nativos y de 2/ha para los exóticos (Sanguinetti et al. 2001). En el subsistema de 'medios de vida de la comunidad', que se concentra en las actividades económicas, se describen los índices de consumo humano de semillas.

4. Comportamiento del Modelo Pehuén en las condiciones actuales

4.1 Disposiciones iniciales

Se atribuyeron valores de inicialización a 27 parámetros incorporados en el Modelo Pehuén (Anexo 1). Los parámetros se definen también como 'constantes de variable' o coeficientes, o sea que son cantidades que se conocen y que el responsable del modelo puede modificar, pero a las que se debe asignar un valor para comenzar un modelo de simulación. Se formularon las ecuaciones que definen las relaciones entre las más de 120 variables (Figura 5, pág. 208). A continuación se probó el comportamiento del Modelo Pehuén en las actuales condiciones de ordenación. Se hicieron simulaciones por un período de 50 años, que parecía ser un tiempo razonable para la planificación de la ordenación silvícola a largo plazo. Este período corresponde también al que le lleva a los árboles de araucaria alcanzar la madurez reproductiva.

4.2 Resultados

Las simulaciones revelaron que las prácticas actuales de ordenación de los recursos naturales del sistema pehuén no eran sostenibles, tanto si se las consideraba de los puntos de vista genético como ecológico o socioeconómico.

Se estableció que la capacidad de carga cinegética anual del sistema variaba fuertemente en relación con la producción anual de semillas, que a su vez mostraba una significativa correlación negativa con el nivel de precipitaciones en los dos años anteriores al año de la simulación. La producción de piensos en las praderas del territorio de Chiuquilihuin para contribuir a las necesidades de alimentos para el ganado era menos importante que la disponibilidad de semillas.

Con las prácticas actuales de ordenación la simulación predijo que en 50 años la productividad de piensos de las praderas húmedas disminuiría continuamente hasta el 60% de su valor inicial, mostrando que las actuales condiciones son insostenibles del punto de vista ecológico.

En las condiciones actuales la simulación mostró también que se hallarían aproximadamente 19 000 brinzales/ha en los bosques densos de araucaria no afectados por los seres humanos, mientras que en los bosques abiertos sujetos a presiones antropogénicas y pastoreo habría solamente alrededor de 500 brinzales/ha. En la Figura 9 se simulan en un período proyectado de 50 años los picos cíclicos de disponibilidad de semillas de araucaria, lo que llamamos 'episodios potenciales de regeneración natural'. Los picos de la producción de semillas se producen a intervalos de 3-5 años, reflejando bajos valores de precipitaciones anuales en los dos años anteriores, pero nunca alcanzan la producción anual mínima de unas 18 000 semillas que se necesitan para asegurar densidades apropiadas para la regeneración. Interpretamos que esto significa que no se dispondrá de semillas suficientes para asegurar una regeneración natural adecuada de araucaria en el sistema pehuén en los próximos 50 años si las prácticas de ordenación permanecen sin cambios.

Se realizó una simulación final para estimar la variación de los ingresos anuales per cápita en el período de los próximos 50 años. En ese tiempo, con arreglo al índice actual de crecimiento de la población, se espera que la comunidad de Chiuquilihuin crezca hasta tres veces su tamaño actual (Figura 10). Este crecimiento debería en consecuencia aumentar el consumo de semillas de araucaria y, asumiendo una cantidad constante de UGO en la comunidad, reducir el ingreso anual per cápita en alrededor del 30%, de 500 \$EE.UU. a 330 \$EE.UU. (Figura 11, pág. 216). En el mismo período la degradación de

las praderas a causa del sobrepastoreo llevaría a una reducción del pienso disponible (sobre todo debido a la reducción de la producción de piensos en las praderas húmedas; Figura 12, pág. 217), lo que afectaría negativamente a los medios de vida al aumentar la mortalidad del ganado y disminuir los ingresos producidos por el mismo.

Por lo tanto, si no se produce algún tipo de cambio significativo, como intervenciones del gobierno dirigidas a obtener una ordenación sostenible y/o a adoptar principios de conservación, las condiciones de vida de las comunidades locales se deteriorarán y el medio ambiente se volverá altamente degradado, con una pérdida muy grave de diversidad genética de la araucaria.

5. Análisis de sensibilidad

Se realizó un análisis de sensibilidad para probar hasta qué punto respondía el modelo a los cambios de los valores de ciertos parámetros. El análisis de sensibilidad ayuda a identificar las variables que afectan de manera desproporcionada al comportamiento de los sistemas y, a los fines de la elaboración de modelos, los valores de estas variables no debieran ser estimados sino derivados — siempre que sea posible — de observaciones empíricas (Breierova y Choudhari 1996). No obstante en el presente modelo dinámico algunas variables fueron difíciles de medir en el campo y fue difícil predecir algunas relaciones, por ejemplo, las respuestas de la recolección de semillas de araucaria en relación con los cambios del precio de las semillas. Por lo tanto el valor de algunos parámetros y algunos coeficientes de conversión se basaron en las mejores estimaciones.

Se probó la sensibilidad de los tres indicadores principales de la sostenibilidad genética, ecológica y socioeconómica (disponibilidad de semillas para la regeneración,

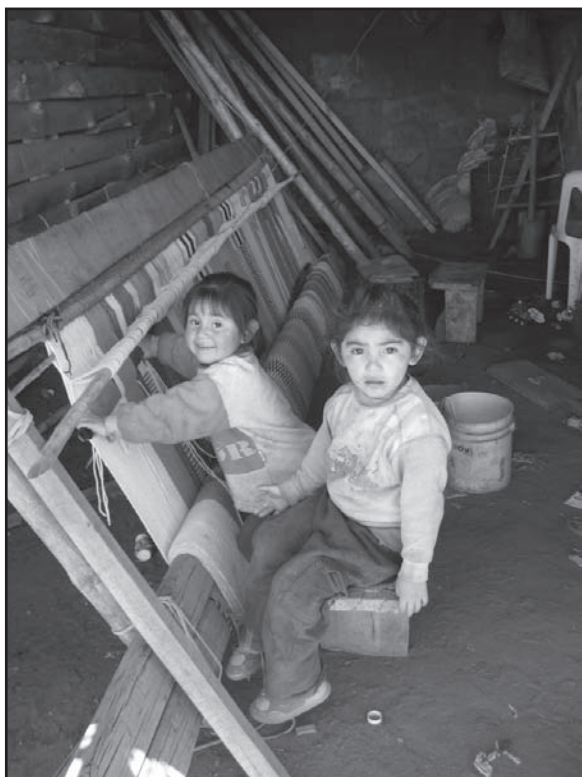


Figura 10. Niñas mapuches (foto: A. Pinna).

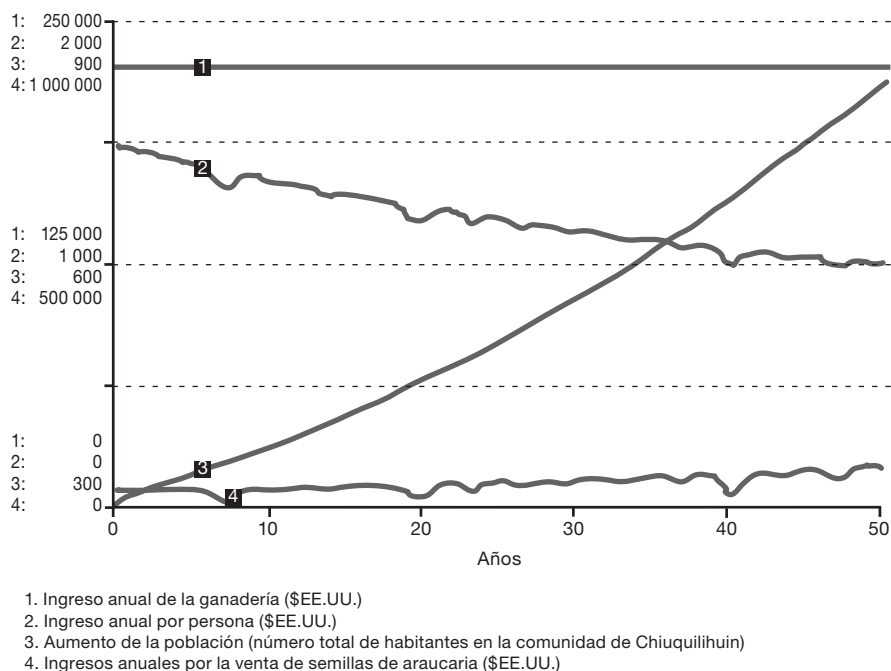
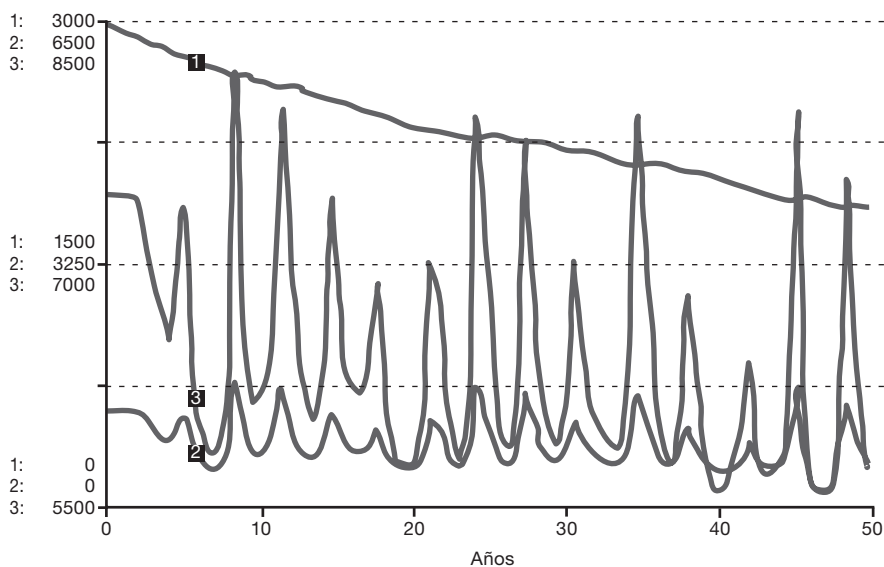


Figura 11. Simulación del aumento de la población en el período de 50 años, sobre la base del índice actual de crecimiento de la población, y el comportamiento consiguiente del ingreso anual per cápita. La cantidad de unidades de ganado ovino (UGO) no aumenta porque está limitada por la disponibilidad de pienso (la cantidad máxima de UGO abastecida por el sistema ya ha sido alcanzada) y por lo tanto tampoco aumentarán en el tiempo los ingresos asociados con la ganadería. Los ingresos provenientes de las semillas de araucaria aumentarán ligeramente debido al aumento de la recolección de semillas. En general el ingreso anual per cápita (combinando todas las fuentes) disminuirá a lo largo del período de la simulación.

productividad de piensos en las praderas húmedas e ingreso anual per cápita). Se llevaron a cabo análisis para evaluar la sensibilidad del modelo a las variaciones de productividad de piensos en la estepa, la fracción de bosque denso accesible al ganado, el coeficiente de conversión de semillas en unidades de pienso, el número total de UGO introducidos en el sistema modelado, los índices de nacimientos y muertes del ganado, la proporción de pienso seco en la dieta del ganado, el índice de crecimiento de la población humana, la proporción de adultos sobre la población total, el porcentaje de adultos que reciben subsidios y salarios del gobierno, y el monto de dichos salarios.

Los valores por defecto de los 15 parámetros (que se muestran en el Anexo 1) utilizados para la simulación del dinamismo de la comunidad de Chiuquilihuin se modificaron en un $\pm 20\%$ para probar las repercusiones de estos cambios en el sistema, considerando que una variación de $\pm 20\%$ en los valores era una posibilidad real que podría ocurrir por muchas razones. El análisis de sensibilidad se emprendió sin considerar los aportes de pienso provenientes de otras fuentes ajenas al sistema. Aplicando los nuevos valores para el período de futuro proyectado de 50 años, volvimos a calcular los tres indicadores primarios de sostenibilidad genética, ecológica y socioeconómica y comparamos las cantidades obtenidas con los resultados correspondientes de las simulaciones originales. Se siguieron las repercusiones de estos cambios en los tres indicadores seleccionados de sostenibilidad, y se consideraron significativos los cambios de más del 5% del valor original. Los resultados se presentan en el Cuadro 1.



1. Producción anual de pienso proveniente de las praderas húmedas (kg/ha)
2. Contribución anual de las semillas para alimentar al ganado (UGO/ha)
3. Cantidad total de UGO abastecidas por la disponibilidad general de alimentos del sistema (piensos y semillas)

Figura 12. Simulación de la disminución progresiva de la disponibilidad de piensos provenientes de las praderas húmedas debida a la prolongación del sobrepastoreo (es decir, manteniendo los índices actuales de aprovechamiento de las praderas) a lo largo del período de simulación de 50 años. Las praderas húmedas representan una fracción muy pequeña del total de praderas utilizadas por la comunidad de Chiuquilihuin, pero son extremadamente productivas y contribuyen a la mayor parte de la disponibilidad de pienso (su productividad de pienso es 30 veces mayor que la de la estepa). La cantidad total de unidades de ganado ovino (UGO) abastecidas con los alimentos disponibles en el sistema modelado fluctúan en fuerte correlación con la cadencia de la producción de semillas.

El análisis proporcionó tanto resultados predecibles como impredecibles. Por ejemplo, la sostenibilidad genética (disponibilidad de semillas para la regeneración) del sistema pehuén estaba fuertemente correlacionada con la producción y consumo de semillas, como se había destacado previamente en el diagrama del modelo (Figura 4, pág. 207).

5.1 Debate

Si el apacentamiento de ganado pudiese desplazarse en parte a los bosques más densos de araucaria más allá de las aldeas de Chiuquilihuin, la cantidad de semillas disponibles para la regeneración en los bosques cercanos a las aldeas aumentaría porque el apacentamiento se distribuiría más equitativamente en todo el sistema pehuén. Si bien este cambio daría como resultado un aumento del régimen de pastoreo extensivo, el hecho de que los nuevos bosques que se están aprovechando actualmente tienen una mayor productividad de semillas y están apartados de las aldeas significa que los bosques más cercanos a las aldeas estarán sujetos a menor presión de apacentamiento, reducción del consumo de semillas y por lo tanto tendrán una mayor regeneración.

Sin embargo la misma respuesta puede resultar de cualquier variación en el sistema que pueda reducir el consumo de semillas, por ejemplo un aumento de la proporción de pastos en la dieta del ganado o un aumento de la eficiencia nutricional de las semillas, o ambas cosas. Por el contrario un aumento de las operaciones de recolección de semillas motivada por ejemplo por un aumento de los precios de las semillas o un aumento del número de UGO en el sistema, tendría un fuerte efecto negativo en la disponibilidad de semillas para la regeneración natural (indicador de la sostenibilidad genética).

Es interesante notar que el análisis de sensibilidad mostró que el sistema no sería afectado por un aumento del precio del ganado. Esto podría ser explicado al menos en parte por las limitaciones de la ordenación. La mayoría de las familias de Chiuquilihuin posee un promedio de unas 40 UGO y este número parece representar el límite superior de animales que las familias promedio pueden administrar para sus propias necesidades con arreglo a sus situaciones específicas de propiedad de la tierra.

Por último, aumentar el número de animales en la comunidad afectaría negativamente la regeneración natural de araucaria al reducir la disponibilidad de semillas. Esto conduciría también a una caída de la productividad de piensos en las praderas húmedas debida al sobrepastoreo. Por el contrario, si tan solo se quitara el 20% de las actuales 6500 UGO, se obtendrían beneficios sustanciales para la sostenibilidad genética.

6. Escenarios alternativos de ordenación del sistema pehuén

Sobre la base de los resultados del análisis de sensibilidad y los conocimientos obtenidos a través de la investigación de campo, simulamos numerosas alternativas hipotéticas de ordenación y seguimos sus resultados por un período de 50 años en términos de la sostenibilidad genética, ecológica y socioeconómica. Las alternativas evaluadas fueron:

- 1a. Ajustar la cantidad de ganado a la carga cinegética de las praderas, o aumentar los aportes de piensos
- 1b. Reducir la presión de pastoreo (total de UGO)
2. Aumentar los precios de las semillas de araucaria
3. Aumentar los ingresos ajenos a la explotación agrícola.

1a. Ajustar la cantidad de ganado a la carga cinegética de las praderas, o aumentar los aportes de piensos

Se simuló la capacidad de las praderas para recuperarse de la presión de pastoreo mediante regímenes reglamentarios que mantuvieran la cantidad de ganado dentro de los límites de abastecimiento de las praderas. Comenzamos la simulación empleando los índices actuales de uso y las condiciones corrientes de degradación de las praderas, pero sin fuentes adicionales de piensos ajenos a la granja. Hallamos que por un período simulado de 8 años, la productividad de la pradera disminuía hasta un punto en que la cantidad de UGO que podían ser alimentadas caía de 6500 a unas 940. Esta reducción de las UGO aliviaba de manera progresiva la presión de pastoreo en la pradera, y si se la mantenía a este nivel, después de otros 8 años comenzaba una lenta pero firme recuperación de la productividad de piensos, en especial en las praderas húmedas – nuestro indicador ecológico de sostenibilidad. Bajo estas condiciones, la productividad

Cuadro 1. Resultados del análisis de sensibilidad de 15 variables del Modelo Pehuén. Los valores iniciales de las variables se modificaron en un $\pm 20\%$, produciendo cambios en los valores de los tres indicadores de sostenibilidad. Los valores iniciales de las principales variables del Modelo Pehuén se presentan en el Anexo I.

Variables modificadas para probar la sensibilidad de los tres indicadores de sostenibilidad	Cambio de los valores por defecto	Cambio de los valores de los tres indicadores de sostenibilidad, expresado como porcentaje de los valores por defecto		
		Genética Semillas (kg) disponibles para la regeneración	Ecológica Productividad de las praderas húmedas	Socio-económica Ingresos anuales per cápita
Productividad de pienso de la estepa	-20%	-0,4%	0,0%	0,2%
	+20%	0,3%	0,0%	-0,1%
Bosque denso accesible al ganado	-20%	-84,1%	0,3%	-2,2%
	+20%	196,7%	2,7%	1,7%
Fracción de pienso en la dieta del ganado	-20%	-27,2%	0,0%	0,0%
	+20%	+38,9%	0,0%	0,0%
Cantidad total de UGO	-20%	24,0%	4,5%	0,4%
	+20%	-7,3%	-7,3%	-0,04%
Índice neto de crecimiento de la población humana	-20%	+10,2%	0,0%	0,5%
	+20%	-10,7%	0,0%	-0,5%
Índice de mortalidad del ganado	-20%	-9,2%	-0,6%	0,2%
	+20%	9,2%	0,3%	-0,2%
Factor de conversión (semillas en pienso)	-20%	-9,3%	-0,3%	-0,1%
	+20%	+8,5%	0,0%	0,1%
Precio de la semilla de pehuén	-20%	4,7%	0,0%	-1,0%
	+20%	-8,8%	0,0%	1,2%
Operaciones de recolección de semillas	-20%	5,5%	0,0%	-0,2%
	+20%	-5,4%	0,0%	0,2%
Salario mensual (pesos)	-20%	0,0%	0,0%	-5,6%
	+20%	0,0%	0,0%	+5,6%
Fracción de personas con salarios	-20%	0,0%	0,0%	-5,6%
	+20%	0,0%	0,0%	+5,6%
Fracción de adultos en la población	-20%	0,0%	0,0%	-18,4%
	+20%	0,0%	0,0%	+18,4%
Fracción de la población adulta que recibe subsidios	-20%	0,0%	0,0%	-12,8%
	+20%	0,0%	0,0%	+12,8%
Índice de nacimientos de ganado	-20%	0,0%	0,0%	-0,8%
	+20%	0,0%	0,0%	0,8%
Precio de una UGO	-20%	0,0%	0,0%	-0,6%
	+20%	0,0%	0,0%	0,6%

máxima de la pradera se restauraba más o menos al final del período simulado de 50 años. Las repercusiones positivas de la presión reducida de pastoreo a este índice y magnitud también podían verse en cadencias de regeneración más frecuentes, porque la disponibilidad de semillas para la regeneración natural superaba ahora con más frecuencia el umbral mínimo de sostenibilidad. Si bien este escenario parece alcanzar la sostenibilidad genética y ecológica del sistema pehuén, no es económicamente verosímil en el período simulado, tanto por el crecimiento actual de la población como porque la reducción de los ingresos derivada de una menor cantidad de ganado resultaría presumiblemente inaceptable para la comunidad de Chiuquilihuin.

No obstante existen otras opciones que podrían mantener la cantidad actual de UGO sin provocar una menor productividad de las praderas como, por ejemplo: (i) ampliar las zonas de pastoreo a otras praderas que actualmente no se usan, ubicadas fuera de las tierras comunitarias, (ii) aumentar el suministro de heno por parte del gobierno provincial en los tiempos difíciles, (iii) realizar prácticas más intensivas de ordenación en las praderas, en particular en las praderas húmedas, empleando vallados para regular el pastoreo o (iv) tratar de reestructurar el uso de las praderas húmedas que son propiedad de unas pocas familias, para hacerlas de algún modo más accesibles a los demás miembros de la comunidad (Siffredi et al. 2002). Por ejemplo, dejando sin modificar todas las otras variables, las simulaciones mostraron que duplicando los aportes de piensos ajenos a las granjas a 3 millones de kg de pienso seco por año, la productividad de las praderas húmedas se recuperaría en un período de 12 años. Sin embargo este escenario no dio resultados en la regeneración natural de la araucaria ni aumentó el ingreso per cápita a lo largo del tiempo. Además algunas de las alternativas de ordenación simuladas tienen limitaciones prácticas por el hecho de que están en conflicto con prácticas tradicionales, como es el caso de utilizar vallados, así como respecto de las pautas actuales de propiedad. Llegamos a la conclusión de que el mejoramiento de la ordenación de las praderas no debería ser considerado de manera aislada sino más bien conjuntamente con otras soluciones.

1b. Reducir la presión de pastoreo (total de UGO)

Por más de 400 años los mapuches de la Patagonia septentrional han practicado la ganadería trashumante, adaptándose al modo de vida pastoral (Lanari et al. 2003). En el proyecto financiado por BMZ encontramos que el ganado no se distribuía de manera equitativa entre las familias mapuches (Pinna 2002), pero que la mayoría de ellas tenía un promedio de 40 UGO. Llamamos a esto las “existencias culturales” porque correspondían a la cantidad óptima de animales que la mayoría de las familias elegía criar. Solo dos agricultores poseían más de 200 animales, mientras que nueve agricultores poseían entre 51 y 150 animales (Pinna 2002). En el escenario simulado la cifra promedio de las existencias culturales se multiplicó por el número de familias de Chiuquilihuin, reduciendo de este modo el total de ganado de propiedad de la comunidad a 2520 UGO, que representan aproximadamente un tercio de las 6500 UGO que tiene actualmente la comunidad. Este cálculo refleja una condición hipotética en la cual todos los agricultores son dueños de un número igual de animales. Cuando el número de UGO es reducido de esta manera, la presión de pastoreo disminuye y esto dispara una veloz recuperación de la productividad de la pradera húmeda. Al mismo tiempo la frecuencia de episodios de regeneración de la araucaria (semillas disponibles por encima del umbral de regeneración) aumenta. Sin embargo, la reducción del número de UGO induce una inmediata reducción del 30% del ingreso anual per cápita y disminuye a la mitad el ingreso anual per cápita después de 50 años. Por lo tanto esta alternativa no resultaba sostenible del punto de vista económico.

2. Aumentar los precios de las semillas de araucaria

Las opciones de ordenación propuestas hasta aquí han mostrado que cambiando la ordenación de las praderas y reduciendo la presión del pastoreo se puede alcanzar la sostenibilidad ecológica y genética. Sin embargo no se puede alcanzar la sostenibilidad socioeconómica a causa de las pérdidas de ingresos debidas al menos número de

UGO combinado con el crecimiento proyectado de la población. Por lo tanto simulamos alternativas que aumentaran los ingresos utilizando otros productos y fuentes de ingresos. Comenzamos una simulación que mantenía en 2520 las UGO mientras duplicaba los ingresos provenientes de las semillas de araucaria y dejaba sin cambios los ingresos ajenos a la granja. La simulación mostró que este cambio era sostenible al inicio en términos genéticos, ecológicos y socioeconómicos, pero que a largo plazo los precios más elevados de las semillas en combinación con el crecimiento de la población local llevaba a índices de cosecha de semillas que hacían caer rápidamente la regeneración de la araucaria. Después de diez años, y de allí en adelante, la disponibilidad de semillas para la regeneración natural nunca alcanzaba el umbral mínimo para la sostenibilidad genética. Además, el aumento temporal de ingresos generado por los mayores precios de las semillas no se equilibraba con la pérdida de ingresos derivada de la reducción de las UGO. Por lo tanto se consideró que un aumento de los precios de las semillas no produciría ingresos sostenibles a largo plazo.

3. Aumentar los ingresos ajenos a la explotación agrícola.

Hicimos una simulación utilizando otra vez una cifra de ganado comunitario de 2520 UGO, pero ahora con un promedio anual de ingresos ajenos a la granja aumentado de 350 pesos (120 \$EE.UU.) a 500 pesos (160 \$EE.UU.). Asumimos que cada familia se beneficiaría de al menos un salario en el curso del año. Por lo tanto nuestra 'fracción de habitantes con salario' original por familia (ver Anexo 1) pasó del valor original de 0,25 a 0,68, y el 'período con empleo durante el año' expresado como fracción de un año, aumentó de 0,6 a 1. Estos cambios relativamente pequeños y razonables generaron un aumento inmediato del 30% en el ingreso anual per cápita. Combinado con la sostenibilidad genética y ecológica alcanzada a través de la reducción de la presión de pastoreo (Figura 13, al dorso), este cambio socioeconómico podría asegurar la estabilidad del sistema pehuén a largo plazo. Pero dado el crecimiento de la población proyectado, los ingresos ajenos a la granja deberían elevarse en el tiempo a fin de mantener los beneficios socioeconómicos, genéticos y ecológicos a largo plazo.

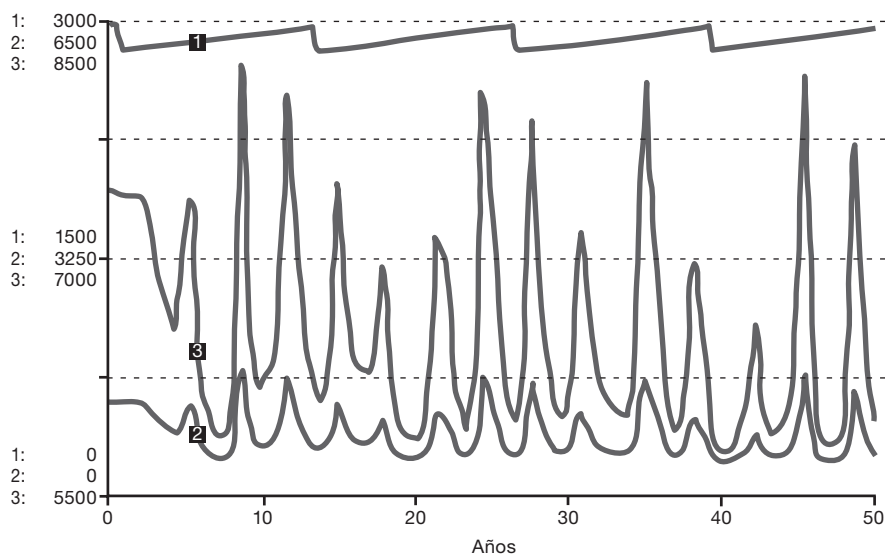
7. Conclusiones

Un pensamiento lineal o unas herramientas de análisis estrictamente deterministas no permiten entender la complejidad de los ecosistemas modificados por el hombre como los que se encuentran en los bosques de araucaria de la Patagonia septentrional. En este estudio resultó muy útil valerse de un método de sistemas para poder representar las interdependencias dinámicas entre los muchos parámetros y variables necesarios para elaborar un modelo del funcionamiento de los bosques de araucaria en la zona examinada.

Nuestra simulación reveló comportamientos esperados e inesperados de los dinamisismos y puso de relieve la necesidad de llevar a cabo estudios más detallados de los vínculos entre los aspectos genéticos, ecológicos y socioeconómicos del sistema pehuén. En el futuro necesitaremos en particular llenar las lagunas de los datos y mejorar nuestra comprensión de los numerosos mecanismos de reacción que presenta el sistema. No obstante empleando los datos y tendencias actuales para extrapolar las condiciones de los próximos 50 años, nuestra simulación mostró que el sistema pehuén puede ser cada vez menos sostenible en términos genéticos, ecológicos y socioeconómicos. En efecto, según nuestra simulación de un período de 50 años empleando las pautas actuales de uso de los recursos naturales, se producirá una ulterior degradación de las praderas y habrá cada vez menos regeneración. Este escenario futuro combinado con el crecimiento proyectado de la población mapuche despierta gran preocupación acerca de las perspectivas futuras del sistema pehuén.

El análisis de sensibilidad y las alternativas de ordenación simuladas permiten identificar cuatro variables como las de mayor importancia para lograr que el sistema pehuén sea sostenible:

- Cantidad de UGO



1. Producción anual de pienso de las praderas húmedas (kg/ha)
2. Contribución anual de las semillas a la alimentación del ganado (UGO/ha)
3. Cantidad total de UGO abastecidas por la disponibilidad general de alimentos en el sistema (piensos y semillas)

Figura 13. Simulación de la productividad de pienso de las praderas húmedas después de un aumento de los aportes ajenos a la granja. La productividad de pienso de las praderas húmedas muestra pequeñas fluctuaciones y no disminuye de manera dramática en el tiempo como se proyectó en las condiciones actuales de ordenación del ganado. La cantidad total de unidades de ganado ovino (UGO) que puede ser abastecida por la disponibilidad general de alimentos del sistema se vincula estrechamente con la cadencia de la disponibilidad de semillas en el tiempo, pero periódicamente alcanza valores más altos que bajo las actuales condiciones (por ejemplo, sin un aumento de los ingresos ajenos a la granja).

- Producción de semillas de los bosques de araucaria
- Índice de crecimiento de la población de la comunidad de Chiuquilihuin
- Ingresos ajenos a la granja.

El factor que ejerce mayor presión en la regeneración sexual de los bosques de araucaria y en consecuencia, indirectamente, en la diversidad genética de los mismos, es el apacentamiento del ganado, y la mayoría de los escenarios que modelamos muestran que reduciendo la cantidad de UGO se solucionaba este problema. Pero si bien reducir la presión de apacentamiento llevaba a una sostenibilidad genética y ecológica, el crecimiento proyectado de la población y la pérdida de ingresos debida a la menor cantidad de UGO haría que no se alcanzara la sostenibilidad socioeconómica. De hecho, si no había algún tipo de compensación significativa por la pérdida de ingresos, reducir el tamaño de los rebaños resultaría inaceptable para la comunidad de Chiuquilihuin. El ganado no solamente es un recurso clave sino también una parte tradicional del modo de vida mapuche.

Nuestras simulaciones mostraron que el ingreso anual per cápita debe ser mantenido y aumentado progresivamente al mismo tiempo que se procede a solucionar la sostenibilidad genética y ecológica. El modo más verosímil de conseguir esto es aumentando los ingresos provenientes de fuera de la granja.

Sin embargo incluso si se pudiera lograr una más eficaz ordenación del ganado complementada con aportes económicos alternativos y sin reducir la cantidad de UGO,

esto no garantizaría la sostenibilidad genética, ecológica y económica a largo plazo. Esta situación indica que se necesitan decisiones políticas para alcanzar los dos objetivos intervinclados de mejorar las condiciones socioeconómicas de los mapuches al mismo tiempo que se mantiene el potencial de evolución de los bosques de pehuén. Las medidas que se adopten deben ser aplicadas en un marco que respete la cultura local mapuche y las tradiciones de la comunidad. Recomendamos que el gobierno provea salarios por tareas de seguimiento y protección en compensación por el papel que las familias locales desempeñaron tanto históricamente como en la actualidad en la conservación de los ecosistemas de araucaria, y que compense a las comunidades locales por la pérdida de ingresos que resultará de la reducción recomendada de la cantidad de UGO.

Se podría incorporar oficialmente al menos un miembro de cada familia de Chiuquilihuin para trabajar en proyectos de restauración y de protección del medio ambiente basados en la comunidad. Esto contribuiría a la vez a fomentar la toma de conciencia acerca de los temas de la conservación. Para este tipo de inversiones en la protección ambiental y el desarrollo de las comunidades indígenas, el gobierno podría obtener recursos que provengan de sectores económicos florecientes como son el turismo, la extracción de gas y de petróleo, el cultivo de frutales y la minería. Para esta región se deben planificar también inversiones en tecnología y en instituciones.

Referencias

- Albin S. 1997. Building a system dynamics model part 1: Conceptualization. Road Maps: A Guide to Learning System Dynamics. MIT System Dynamics in Education Project. Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, USA.
- Armesto, J.J., C. Villagran and M.K. Arroyo. 1997. Ecología de los bosques nativos de Chile. Ed. Universitaria, Universidad Nacional de Chile, Santiago, Chile.
- Breirova L. and M. Choudhari. 1996. An introduction to sensitivity analysis. Road Maps: A Guide to Learning System Dynamics. MIT System Dynamics in Education Project. Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, USA.
- Cover, M.J. 1996. Introduction to System Dynamics. Powersim Press, Resto, USA.
- Haraldsson, H.V. 2000. Introduction to system and causal loop diagrams. System Dynamic Course, Lumes, Lund University, Sweden.
- Lanari, M.R., H. Taddeo, E. Domingo, M. Pérez Centeno and L. Gallo. 2003. Phenotypic differentiation of exterior traits in local Criollo goat population in Patagonia (Argentina). Arch. Anim. Breed. 46(4):347-356.
- Martin, L. 1997. Introduction to Feedbacks. Road Maps: A Guide to Learning System Dynamics. MIT System Dynamics in Education Project. Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, USA.
- Pinna, A. 2002. Informe de visita de campo y resultados de la encuesta demográfica y socioeconómica. Pp. 4. in Conservación, Manejo y Uso de Sustentable de los Recursos Genéticos de la *Araucaria araucana* en Argentina, Comunidades Aucapán y Chiuquilihuin, S.C de Bariloche, (L. Gallo, ed.). International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy.
- Randers, J. 1980. Elements of the system dynamic method. Pp.117-139 in Building a System Dynamics Model Part 1: Conceptualization (S. Albin, ed.). Productivity Press, Portland, USA.
- Rechene, C. 2000. Los bosques de *Araucaria araucana* en Argentina. Estudios silvícolas. Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico, Esquel, Chubut, Argentina. Lehrstuhl für Waldbau und Forsteinrichtung, Universidad Técnica de Munich, Freising, Germany.
- Richmond, B. 1993. System thinking: critical thinking skills for the 1990s and beyond. Syst. Dynam. Rev. 9(2):113-133.
- Richmond, B. 1994. Systems thinking/system dynamics: Let's just get on with it. Syst. Dynam. Rev. 10:135-157.
- Roberts, N. 2001. Levels and rates. Introduction to computer simulation, a system dynamics modelling approach. In, Road Maps: A Guide to Learning System Dynamics. MIT

- System Dynamics in Education Project. Massachusetts Institute of Technology (MIT), Cambridge, USA.
- Sanguinetti, J., L. Maresca, M. Gonzalez Peñalba, L. Chauchard and L. Lozano. 2002. Producción bruta de semillas de *Araucaria araucana*. 3er Informe Interno. Administración de Parques Nacionales, Argentina.
- Sanguinetti, J., L. Maresca, L. Lozano, M. Gonzalez Peñalba and L. Chauchard. 2001. Producción bruta de piñones de *Araucaria* y estudio de la regeneración. Segundo Informe Interno. Administración de Parques Nacionales, Argentina.
- Siffredi, G., J. Ayesa, C. Lopez and F. Izquierdo. 2002. Aptitud de pastoreo de los pastizales en las comunidades de Aucapán y Chiuquilihuin (Neuquén). Grupo de Pastizales, Laboratorio de Teledetección-SIG y Unidad de Genética Forestal. Comunicación Técnica Nro 91. Área de Recursos Naturales EEA Bariloche. Pp. 11 in Conservación, Manejo y Uso de Sustentable de los Recursos Genéticos de la *Araucaria araucana* en Argentina, Comunidades Aucapán y Chiuquilihuin, San Carlos de Bariloche (L. Gallo, ed.). International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy.
- Veblen, T.T., T. Kitzberger, R. Villalba and J. Donnegan. 1999. Fire history in northern Patagonia: The roles of humans and climatic variation. *Ecol. Monogr.* 69(1):47-67.
- Young, A., D. Boshier and T. Boyle (eds.). 2000. Forest Conservation Genetics: Principles and Practice. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO) Publishing, Melbourne, Australia and CAB International, Wallingford, UK.

Anexo 1. Valores iniciales de los parámetros del Modelo Pehuén

Ordenación del ganado		
Cantidad de UGO	(1)	6 500
Indice de natalidad del ganado	(1)	0,70
Indice de mortalidad del ganado	(1)	0,20
Cantidad de UGO sacrificadas anualmente	(1)	1,00
Disponibilidad de piensos		
Producción máxima de pienso seco de las praderas húmedas (kg/ha)	(2)	3 000
Producción máxima de pienso seco de las estepas (kg/ha)	(2)	90
Zona de praderas húmedas (ha)	(2)	30
Zona de praderas de estepa (ha)		2 750
Pienso seco de fuentes ajenas a la comunidad (kg)		1 450 000
Coeficiente de uso de las praderas húmedas	(2)	0,65
Coeficiente de uso de las praderas de estepa	(2)	0,40
Datos de la comunidad de Chiuquilihuin		
Cantidad de habitantes	(3)	306
Indice de crecimiento de la población	(3)	0,02
Fracción de adultos sobre la población total	(3)	0,30
Fracción de habitantes con salarios, por familia	(3)	0,25
Parte del año con empleo (expresado como un decimal)		0,60
Salario mensual (pesos)		350
Fracción de habitantes adultos con subsidios	(3)	0,75
Subsidios mensuales (pesos)		160
Subsidio anual para la cría de ganado (pesos/UGO)		1,00
Precio de las semillas de pehuén (kg)		1,50
Precio del ganado (pesos/UGO)		70
Producción y consumo de semillas		
Zona de bosques de <i>Araucaria araucana-Nothofagus pumilio</i> (ha)	(2)	2 642
Fracción (%) de bosque denso de <i>Araucaria araucana-Nothofagus pumilio</i>		0,80
Fracción (%) de bosque de <i>Araucaria araucana-Nothofagus pumilio</i> accesible al ganado		0,30
Animales silvestres exóticos por hectárea	(4)	2,00
Precipitación anual promedio (mm)	(5)	–

(1) Evaluada a partir de observaciones de campo

(2) Siffredi et al. 2002

(3) Pinna et al. 2002 y el informe del proyecto pehuén

(4) Sanguinetti et al. 2001

(5) No se muestra aquí. La serie de 50 años utilizada en el modelo se extrapoló a partir de las tendencias de precipitación obtenidas de la cantidad de lluvia medida en los cuatro años de la investigación de campo.



Capítulo 11

La heterogeneidad ambiental da forma a la diversidad genética de los ecosistemas silvícolas de *Araucaria araucana* en Argentina a través del flujo de genes

S. Yeaman^{1,2} y A. Jarvis^{1,2}

¹ Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), Cali, Colombia

² Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos – Oficina Regional de las Américas (IPGRI-AMS), Cali, Colombia

1. Introducción

Se presentan los resultados de un modelo espacial elaborado para uno de los sitios del proyecto financiado por el Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo de Alemania (BMZ) sobre conservación, ordenación y uso sostenible de los recursos genéticos silvícolas. El modelo se elaboró para determinar de qué manera se distribuye en el espacio la diversidad genética de la serie de especies del vulnerable pino *Araucaria araucana* en Argentina. Esta información es de primordial interés tanto para los biólogos de la conservación (Escudero et al. 2003) como para los de la evolución (Manel et al. 2003). Las fuerzas evolutivas de selección, flujo de genes, deriva y mutación se combinan para modelar las pautas de la diversidad genética presentes en la naturaleza. Elaborar modelos de esas fuerzas puede ayudarnos a predecir las pautas de la estructura genética en el espacio (Manel et al. 2003).

Si bien se dispone de muchos modelos para analizar la estructura genética en clinales de selección unidimensionales (Barton 1999; Bekessy et al. 2002), éstos son de limitada aplicabilidad a las poblaciones naturales porque la mayor parte de la especie habita en ambientes selectivos complejos y no lineales. En este caso aplicamos la teoría de clinales para analizar un panorama bidimensional de presiones de selección, flujo de genes y pautas de la distribución de la especie para predecir las zonas de alta diversidad genética de *A. araucana* (Molina). En ocho poblaciones de la especie *A. araucana* encontramos una alta correlación entre los niveles observados de la diversidad del rasgo de adaptación y las predicciones basadas en el grado de heterogeneidad ambiental en las zonas vecinas desde las cuales dichas poblaciones podían recibir alelos a través del flujo de genes. Este estudio representa un promisorio primer paso a fin de desarrollar herramientas de predicción útiles para la conservación genética de *A. araucana* y de otras especies, y también un medio novedoso para evaluar los procesos de evolución en el espacio.

2. El modelo existente

Por lo general se considera que la heterogeneidad ambiental actúa como una fuerza diversificadora porque produce muchas presiones de selección a las que se debe adaptar la especie (Hedrick et al. 1976; Linhart y Grant 1996; Nevo 2001). Por ende se podría esperar que las zonas de mayor heterogeneidad tenderán a albergar los más altos niveles de diversidad genética de una especie (Figura 1, al dorso, área A). Si bien esta relación ha quedado a menudo demostrada, lo ha sido de manera típica para especies principalmente autopolinizadas (Hamrick y Holden 1979) o asexuales (Bell 1997) cuyos niveles de flujo de genes son bajos.

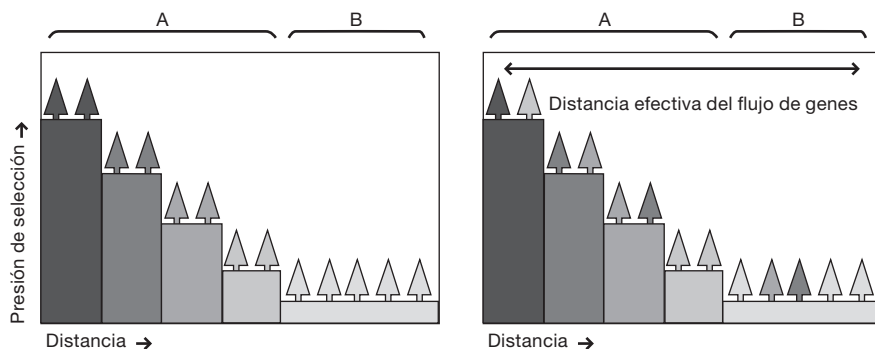


Figura 1. Estructuración genética teórica en un medio natural variable. Las barras sombreadas representan la fuerza de la presión de selección de cada nicho, mientras que los árboles con distinto sombreado representan la adaptación genética simple a la presión de selección. En ausencia de flujo de genes (izquierda) la estructura genética se correlaciona con la presión de selección local y la diversidad en la zona heterogénea (A) es alta; en la zona homogénea (B) es baja, y es baja dentro de los nichos. En presencia de flujo de genes (derecha) la estructura genética se redistribuye dando como resultado mayores niveles de flujo de genes tanto en los nichos como en la zona homogénea (B).

Esta relación teórica es más complicada para las especies con altos niveles de flujo de genes porque las pautas de la estructura genética pueden redistribuirse en el espacio, lo que da como resultado una mayor diversidad en zonas relativamente homogéneas (Slatkin 1973, 1978; Figura 1, panel de la derecha, área B). Por lo tanto, cuando se estudia de qué manera el flujo de genes modela la estructura genética en un determinado medio natural es necesario concentrar el análisis en las pautas de los nichos homogéneos.

Con arreglo al grado de variabilidad ambiental, una población distribuida de manera continua puede extenderse por muchos nichos. Al considerar la estructura genética de estos nichos concentramos nuestro análisis en las subpoblaciones delineadas por las presiones de selección más bien que por la distribución demográfica y geográfica. Pero puesto que la presión de selección es uniforme dentro de estos nichos homogéneos, toda diversidad local es el resultado del flujo de genes que llega desde las regiones vecinas adaptadas de manera diferencial (suponiendo que no hay deriva ni mutación). En este contexto podemos esperar que la diversidad de los alelos que llegan sea proporcional a la variabilidad de las presiones de selección que afectan a las subpoblaciones donantes. Por lo tanto nuestra hipótesis es que el nivel de diversidad genética de una subpoblación que habita en un nicho homogéneo debería ser correlativa con la heterogeneidad de los ambientes de cualquier vecindario genéticamente conectado (llamamos a esto 'heterogeneidad efectiva' en contraposición con la 'heterogeneidad simple' que se mide dentro de la misma escala de diversidad).

Puesto que en la naturaleza las poblaciones se distribuyen en dos dimensiones del espacio (a diferencia del modelo simple presentado en la Figura 1), hemos empleado mapas de presiones de selección y modelos de flujo de genes para representar los clinales bidimensionales (Figura 2).

3. Método

3.1 Mediciones de la diversidad

Las mediciones de la diversidad genética dentro de las poblaciones fueron tomadas de un estudio de Bekessy y colegas (2003) que evalúa los niveles de variancia de $\delta^{13}\text{C}$ y la razón de la masa de raíces respecto de la masa total de la planta. En este estudio las mediciones

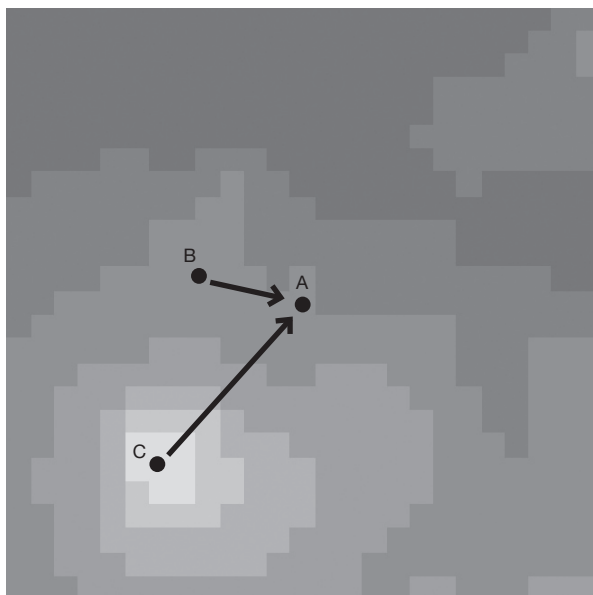


Figura 2. Clinal bidimensional de selección de migración en una población de distribución continua. Aquí medimos la probabilidad relativa de flujo de genes desde cada celda individual de la subpoblación a la celda central (A) y calculamos la heterogeneidad efectiva en (A) sobre la base de la diversidad de valores ambientales de la región ponderados por la probabilidad de transferencia genética de cada uno. Suponiendo que el flujo de genes en este ejemplo depende de la distancia, el ambiente de (B) dará una mayor contribución al cálculo de la heterogeneidad que el ambiente de (C), puesto que está más cerca de (A). En efecto, cada flecha es aproximadamente un clinal unidimensional.

se tomaron de brinzales que crecen en un vivero común, para controlar la plasticidad fenotípica. El conjunto de datos de los marcadores RAPD (amplificación polimórfica aleatoria del ADN, sigla en inglés) proviene de otro estudio de Bekessy y colegas (2002), para el análisis del cual se tomaron *in situ* muestras de hojas de árboles maduros.

3.2 Variables ambientales

Preparamos mapas cuadriculados espaciales que representan las variables ambientales empleando conjuntos de datos (Jones 1991) y sistemas de información geográfica (GIS – ArcInfo de ESRI), en los que cada celda representa una zona de 100 x 100 m. Calculamos tres mapas de variables ambientales: estrés por sequía (DRT, sigla en inglés) partiendo de la cantidad de períodos cuatrimestrales con menos de 25 mm de precipitaciones; estrés por frío (CLD, sigla en inglés) partiendo de la temperatura mínima anual, y diez panoramas generados al azar (RND, sigla en inglés) que se crearon aplicando una interpolación de distancia inversa ponderada a partir de 100 puntos generados al azar.

3.3 Medición de la heterogeneidad

Para cada uno de los mapas de variables ambientales medimos la heterogeneidad simple y la efectiva aplicando el índice de Simpson, una medida de la diversidad en una escala de 0 – sin diversidad – a 1 (Simpson 1949). Para cada celda del mapa se calcula la heterogeneidad efectiva, que es una medida de la variación regional de una variable dada para las zonas que rodean a la celda. Para medir la heterogeneidad efectiva se incluyen todas las celdas dentro de una zona de 20,1 x 20,1 km, ponderándose la contribución de cada celda por la probabilidad de flujo de genes de dicha celda a la celda central del cálculo.

Puesto que *A. araucana* tiene índices muy bajos de movimiento de semillas (Bekessy et al. 2002), la probabilidad de distribución aplicada para representar el flujo de genes se basó solamente en modelos de transporte de polen (Tufto et al. 1997) combinando efectos de distancia con media distribución de Cauchy con una cola (Shaw 1995):

$$P(r) = (2 / \pi b) / [1 + (r / b)^2]$$

donde b es la distancia media de transporte y r la distancia desde el origen. Los efectos direccionales se representaron con una probabilidad promedio basada en los datos de la 'rosa de los vientos' de tres estaciones meteorológicas locales (Fuerza Aérea Argentina 1975). Las rosas de los vientos son conjuntos de datos coordinados en el polo que muestran la frecuencia y velocidad del viento en 360 grados.

Establecimos la distancia media de transporte de polen b en los 200 m determinados para *Quercus* spp. (Streiff et al. 1999) que en general debería resultar representativa para *A. araucana* puesto que ambas son polinizadas por el viento. Tuvimos en cuenta la densidad de la población eliminando de los cálculos todas las zonas no habitadas por *A. araucana*, derivando los datos de un mapa de distribución de la especie que creamos reclasificando las imágenes satelitales de las sendas 232 y 233, filas 86, 87 y 88 (Global Land Cover Facility 2003, <http://www.glcfapp.umiacs.umd.edu:8080/glcf/esdi>). Estas sendas y filas corresponden a las zonas habitadas por *A. araucana* y por sobre las cuales pasa el satélite Landsat.

Calculamos la heterogeneidad simple del mismo modo que se explica más arriba, pero empleando probabilidades de distribución y heterogeneidad no ponderadas medidas dentro de un radio de cinco celdas alrededor de cada celda central (puesto que Bekessy y colegas [2002] muestrearon 20 ejemplares a intervalos de 100 m en un radio de cinco celdas [500 m] para que fuera lo bastante amplia como para abarcar a todos los ejemplares de cada subpoblación).

3.4 Análisis estadístico

Calculamos la correlación r^2 de Pearson entre la diversidad de la subpoblación y la heterogeneidad efectiva para cada variable y para cada celda geográficamente correspondiente. Calculamos los niveles de significación del valor P mediante enlaces (*bootstrapping*) de correlaciones de r^2 con 1000 repeticiones (Bekessy et al. 2003). Calculamos el mapa de correlaciones aplicando el comando CORRELATION de ArcInfo.

4. Resultados y debate

Para probar las hipótesis descritas más arriba comparamos los conjuntos de datos existentes de variancia de un rasgo fisiológico que soporta la sequía ($\delta^{13}C$) en ocho subpoblaciones de *A. araucana* (Bekessy et al. 2003) con las mediciones relativas de heterogeneidad del conjunto de datos de un mapa espacial que representa el estrés por sequía (DRT). Si bien es difícil evaluar si las subpoblaciones muestreadas por Bekessy y colegas ocupaban nichos homogéneos, todos los ejemplares fueron muestreados en pequeñas zonas (ver más arriba) con niveles muy bajos de variación ambiental local (la gama máxima de variabilidad de precipitaciones en la zona ocupada por cualquiera de las subpoblaciones fue <5% del valor medio de dicha zona). Medimos la heterogeneidad tanto dentro de la zona ocupada por las subpoblaciones (heterogeneidad simple, ~1 km²) como en la zona más grande desde donde se suponía que recibían el polen (heterogeneidad efectiva, ~400 km²). Hallamos una correlación elevada y estadísticamente significativa entre la diversidad del rasgo de adaptación y la heterogeneidad efectiva en el estrés por sequía ($r^2 = 0,828$, $P = 0,002$, $n = 8$; Figura 3) y una correlación baja y no significativa en el caso de la heterogeneidad simple en el estrés por sequía ($r^2 = 0,030$, $P > 0,100$, $n = 8$).

Si bien obtenido a partir de ocho ejemplos solamente, el alto grado de significación de las correlaciones anteriores sugiere una fuerte relación entre la diversidad del rasgo adaptativo de precisión y la heterogeneidad efectiva a través de la presión de selección. Probar la heterogeneidad ambiental simple permite confirmar ulteriormente que las

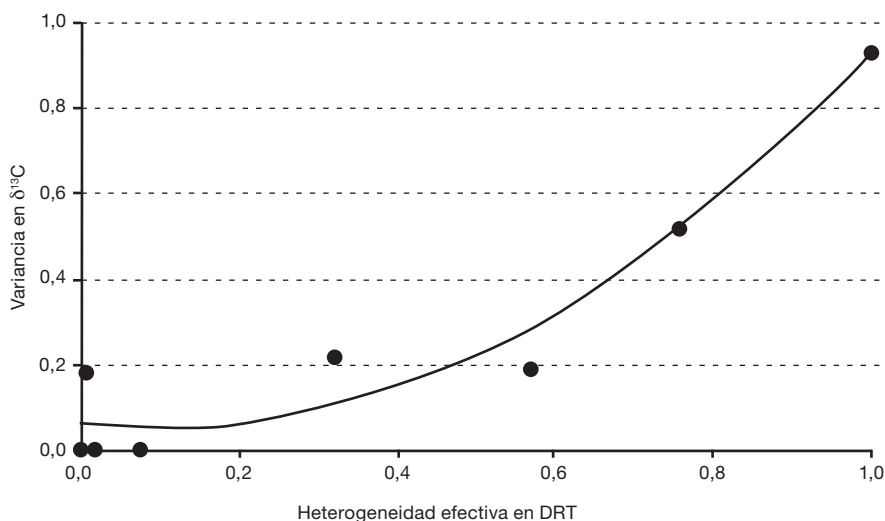


Figura 3. Relación entre la heterogeneidad efectiva en el estrés por sequía y la variancia en el rasgo adaptativo para la tolerancia a la sequía (DRT), $\delta^{13}\text{C}$.

diferentes presiones de selección en las subpoblaciones no moldean los niveles de diversidad, lo que corrobora las afirmaciones anteriores de que están efectivamente ocupando nichos homogéneos.

También comprobamos la correlación entre la diversidad de $\delta^{13}\text{C}$ y la heterogeneidad efectiva de una variable de control aleatorio (RND) y de una variable que representa el estrés por frío (CLD). Correlaciones bajas y no significativas con la heterogeneidad efectiva de RND ($r^2 = 0,259$, $P = > 0,100$, $n = 8$) y de CLD ($r^2 = 0,463$, $P = 0,074$, $n = 8$) indican que las correlaciones verificadas de la heterogeneidad efectiva al estrés por sequía son efectos que no surgen ni del proceso de modelación ni de la heterogeneidad específica de un medio natural no seco. Las correlaciones más altas comprobadas de CLD parecen resultar de alguna similitud entre las distribuciones espaciales del estrés por frío y por sequía (hallamos correlaciones medias en un mapa entre estas variables, $r^2 = 0,317$). De modo similar la diversidad de precisión parece depender de la densidad puesto que las correlaciones con la heterogeneidad calculada sin ser modificada por la densidad (ver más arriba) eran menores y no significativas en todas las variables ($r^2_{\text{DRT}} = 0,376$; $r^2_{\text{CLD}} = 0,001$; $r^2_{\text{RND}} = 0,017$; $n = 8$).

Estos resultados tomados en conjunto muestran que los niveles de precisión de la diversidad $\delta^{13}\text{C}$ de *A. araucana* (Bekessy et al. 2003) no son un producto de la variación ambiental local (porque las subpoblaciones habitan en ambientes localmente homogéneos) sino que dependen del flujo de genes que llega de otras subpoblaciones adaptadas diferencialmente, en apoyo al modelo de la Figura 1. Si bien en términos macroevolutivos lo típico es ver el flujo de genes como una fuerza de homogeneización que se opone a la adaptación local (Lenormand 2002), estos resultados apoyan la teoría de Slatkin (Slatkin 1978) de que puede tener también efectos de diversificación local a través de la redistribución, lo que depende de la heterogeneidad efectiva.

No obstante no se espera que esta relación resulte cierta para los rasgos neutrales o que solo experimentan una débil presión de selección, puesto que otros factores como la deriva genética, la mutación y el 'viaje de polizón' con otros genes más fuertemente seleccionados (Ohta y Gillespie 1996; Gillespie 2000) afectarán con mayor fuerza su distribución espacial. Dado que una carga de migración pesada (Lenormand 2002) puede sofocar la adaptación local, y que la fuerza de este efecto depende de la presión de

selección (May et al. 1975) los rasgos débilmente seleccionados podrían no experimentar suficiente presión como para adaptarse localmente. No se debería esperar que las pautas de la estructura genética correspondieran a la heterogeneidad efectiva en ausencia de adaptación local. Las correlaciones entre la heterogeneidad efectiva del estrés por sequía y la diversidad en los otros dos sistemas de rasgos medidos por Bekessy y colegas (2002) eran pequeñas y no significativas, probablemente a causa de su neutralidad (en el caso de RAPD) o por la amplia función de adaptación (en el caso de la razón de la masa de raíces respecto de la masa total [Bekessy et al. 2003]) que sería débilmente seleccionada.

Si bien estas pruebas de heterogeneidad simple y heterogeneidad efectiva muestran que el flujo de polen de las regiones vecinas conlleva una diversidad de precisión, no podemos estar seguros de que el modelo represente de manera precisa las distancias efectivas desde las cuales está migrando el polen. No hubo manera de comprobar si los vecinos de diferentes distancias estaban contribuyendo efectivamente a la diversidad a través del flujo de genes. Probablemente esta serie efectiva está determinada por factores como la fuerza de selección direccional que elimina los alelos no adaptados localmente, y la fragmentación de la distribución de la especie que puede impedir el flujo de genes de muchas generaciones a larga distancia.

Si bien los métodos que utilizamos requieren ulterior comprobación de otros rasgos y especies a fin de aumentar su confiabilidad, los resultados tienen implicaciones significativas tanto para la biología de la evolución como para la de la conservación. Si estos resultados describen un proceso fundamental aplicable a todas las especies, la heterogeneidad efectiva de la presión de selección debería estar muy correlacionada con los respectivos niveles de diversidad genética de cualquier rasgo fuertemente seleccionado. Los métodos descritos deberían por lo tanto ser aplicables a las pautas de predicción espacial de los respectivos niveles de diversidad de rasgos que experimentan selección por estrés y pueden representarse en mapas espaciales. De este modo los métodos podrían ayudar a dar prioridad a las zonas de donde se recoge germoplasma para la conservación *ex situ*, y la identificación de zonas genéticamente homogéneas puede ser importante para asegurar que las semillas destinadas a replantación estén uniformemente adaptadas a las zonas de las cuales se las recoge. Además, identificar regiones efectivamente heterogéneas podría ayudar a diseñar zonas de conservación para proteger la diversidad genética. Sin embargo estas recomendaciones serán de poca utilidad hasta que pueda cuantificarse la región en la cual el flujo de genes contribuye efectivamente a la diversidad local. Puesto que estos métodos utilizan medidas relativas, las zonas más diversas no son necesariamente representativas de la variabilidad total de un rasgo determinado, de modo que se podría requerir que las prioridades de conservación establecidas fueran también válidas para la entera gama de diversidad genética de la especie. Además, como las pautas de heterogeneidad tenderán a diferir de una presión de selección a otra (como se ve en el caso de DRT y CLD) las pautas de diversidad requerirán estudios rasgo por rasgo.

Muchos otros métodos analíticos desarrollados para evaluar las pautas espaciales de la estructura genética (por ejemplo la autocorrelación espacial y las pruebas de Manel revisadas por Escudero et al. 2003 y Manel et al. 2003) son de limitada aplicabilidad para estudiar los rasgos de adaptación puesto que se concentran en el efecto de las distancias geográficas más que en las presiones de selección. Si bien ha habido algún debate acerca de la fuerza de correlación entre la diversidad de adaptación y la diversidad neutral (Merilä y Crnokrak 2001; Reed y Frankham 2001; McKay y Latta 2002), la evidencia parece estar a favor de una correlación escasa. Puesto que la diversidad de adaptación es importante para la supervivencia, los métodos que solo se aplican a los marcadores neutrales pueden ser poco útiles para planificar la conservación. Además allí donde se han aplicado métodos espaciales para generar predicciones basadas en mapas (Hoffman et al. 2003), se han necesitado conjuntos de datos genéticos ya existentes para generar predicciones de diversidad en nuevas zonas.

Si bien la redistribución de alelos en los clinales de migración-selección ha sido objeto de una considerable investigación (Felsenstein 1976; Barton 1999), los estudios experimentales han tendido a concentrarse en descripciones de la fuerza de selección,

amplitud del flujo de genes o aspecto de los clinales sobre la base de las pautas de la frecuencia de alelos observadas, y se han limitado a examinarlos en especies cuya distribución se extiende sobre clinales aproximadamente lineales en términos de presión de selección (Mallet et al. 1990; Lenormand et al. 1999). Nosotros hemos enfocado la relación desde la dirección opuesta, prediciendo las pautas de diversidad genética a partir de mapas de conjuntos de datos de presiones de selección y modelos de flujo de genes y luego comprobando las predicciones respecto de las pautas de diversidad observadas. Al utilizar mapas de conjuntos de datos espaciales para representar presiones de selección en medios naturales sumamente complicados, los métodos empleados aportan un modo novedoso de analizar clinales no lineales bidimensionales. En cuanto tales, son aplicables a la gran mayoría de las poblaciones naturales que no habitan en ambientes tan simples. Además, puesto que este método no requiere delinear lo que suelen ser señalizaciones *a priori* arbitrarias o desviadas de poblaciones (Manel et al. 2003), es aplicable tanto a la distribución de especies continuas como fragmentadas. Si bien se requieren comprobaciones y precisiones ulteriores, la elaboración de modelos espaciales de la heterogeneidad ambiental y del flujo de genes es un método importante para entender la evolución de medios naturales complejos y para predecir las pautas de la diversidad de los rasgos de adaptación a fin de planificar la conservación.

Referencias

- Barton, N.H. 1999. Clines in polygenic traits. *Genet. Res. Camb.* 74:223-236.
- Bekessy, S.A., T.R. Allnutt, A.C. Premoli, A. Lara, R.A. Ennos, M.A. Burgman, M. Cortes and A.C. Newton. 2002. Genetic variation in the vulnerable and endemic Monkey Puzzle tree, detected using RAPDs. *Heredity*. 88:243-249.
- Bekessy, S.A., R.A. Ennos, M.A. Burgman, A.C. Newton and P.K. Ades. 2003. Neutral DNA markers fail to detect genetic divergence in an ecologically important trait. *Biol. Conserv.* 110:267-275.
- Bell, G.A.C. 1997. Experimental evolution in *Chlamydomonas*. I. Short-term selection in uniform and diverse environments. *Heredity* 78:490-497.
- Escudero, A., J.M. Iriondo and M.E. Torres. 2003. Spatial analysis of genetic diversity as a tool for plant conservation. *Biol. Conserv.* 113:351-365.
- Felsenstein, J. 1976. The theoretical population genetics of variable selection and migration. *Annu. Rev. Genet.* 10:253-280.
- Fuerza Aerea Argentina. 1975. Estadísticas Climatológicas: 1951-1960. Serie B, no 6. Fuerza Aerea Argentina. Buenos Aires, Argentina.
- Gillespie, J.H. 2000. The neutral theory in an infinite population. *Gene*. 261:11-18.
- Global Land Cover Facility. 2003. Earth Science Data Interface. University of Maryland, USA.
- Hamrick, J.L. and L.R. Holden. 1979. Influence of microhabitat heterogeneity on gene frequency distribution and gametic phase disequilibrium in *Avena barbata*. *Evolution* 33:521-533.
- Hedrick, P.W., M.E. Ginevan and E.P. Ewing. 1976. Genetic polymorphism in heterogeneous environments. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 7:1-32.
- Hoffmann, M.H., A.S. Glass, J. Tomiuk, H. Schmuths, R.M. Fritsch and K. Bachmann. 2003. Analysis of molecular data of *Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh. (Brassicaceae) with Geographical Information Systems (GIS). *Mol. Ecol.* 12:1007-1019.
- Jones, P.G. 1991. The CIAT climate database version 3.7. Machine readable dataset of long-term climatic normals for the tropics. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), Cali, Colombia.
- Lenormand, T. 2002. Gene flow and the limits to natural selection. *Trends Ecol. Evol.* 17:183-189.
- Lenormand, T., D. Bourget, T. Guillemaud and M. Raymond. 1999. Tracking the evolution of insecticide resistance in the mosquito *Culex pipiens*. *Nature* 400:861-864.
- Linhart, Y.B. and M.C. Grant. 1996. Evolutionary significance of local genetic differentiation in plants. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 27:237-277.

- Mallet, J., N. Barton, G. Lamas, J. Santisteban, M. Muedas and H. Eeley. 1990. Estimates of selection and gene flow from measures of cline width and linkage disequilibrium in *Heliconius* hybrid zones. *Genetics*. 124:921-936.
- Manel, S., M.K. Schwartz, G. Luikart and P. Taberlet. 2003. Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics. *Trends Ecol. Evol.* 18:189-197.
- May, R.M., J.A. Endler and R.E. McMurtie. 1975. Gene frequency clines in the presence of selection opposed by gene flow. *Am. Nat.* 109:659-676.
- McKay, J.K. and R.G. Latta. 2002. Adaptive population divergence: markers, QTL and traits. *Trends Ecol. Evol.* 17:285-291.
- Merilä, J. and P. Crnokrak. 2001. Comparison of genetic differentiation at marker loci and quantitative traits. *J. Evol. Biol.* 14:892-903.
- Nevo, E. 2001. The evolution of genome-phenome diversity under environmental stress. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 98:6233-6240.
- Ohta, T. and J.H. Gillespie. 1996. The development of neutral and nearly neutral theories. *Theor. Popul. Biol.* 49:128-142.
- Reed, D.H. and R. Frankham. 2001. How closely correlated are molecular and quantitative measures of genetic variation? A meta-analysis. *Evolution* 55:1095-1103.
- Shaw, M.W. 1995. Simulation of population expansion and spatial pattern when individual dispersal distributions do not decline exponentially with distance. *Proc. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 259:243-248.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163:688.
- Slatkin, M. 1973. Gene flow and selection in a cline. *Genetics* 75:733-756.
- Slatkin, M. 1978. Spatial patterns in the distributions of polygenic characters. *J. Theor. Biol.* 70:213-228.
- Streiff, R., A. Ducousso, C. Lexer, H. Steinkellner, J. Glössl and A. Kremer. 1999. Pollen dispersal inferred from paternity analysis in a mixed oak stand of *Quercus robur* L. and *Q. petraea* (Matt.) Liebl. *Mol. Ecol.* 8:831-841.
- Tufto, J., S. Engen and K. Hindar. 1997. Stochastic dispersal processes in plant populations. *Theor. Popul. Biol.* 52:16-26.



Parte 3

Lecciones aprendidas y aplicabilidad de los resultados de la investigación

**El método participativo de
investigación de los RGS en el
marco del proyecto financiado por
BMZ**

**Implicaciones prácticas de los
resultados obtenidos en los estudios
de genética silvícola**



Capítulo 12

El método participativo de investigación de los RGS en el marco del proyecto financiado por BMZ

P. van Breugel¹, W. de Boef², B. Vinceti³ y J. Engels³

¹ Consultor, Nairobi, Kenya (ex Experto Asociado del IPGRI, Piracicaba, Brasil)

² Departamento de Ciencias de los Cultivos, Centro de Ciencias Agronómicas, Universidad Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil

³ Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos (IPGRI), Roma, Italia

1. Introducción

Los métodos clásicos de conservación solían considerar a la gente como una amenaza para la preservación de los ecosistemas naturales. Incluso hasta el decenio de 1970, cuando ya se habían establecido muchas zonas protegidas en todo el mundo, los planes de ordenación de las mismas ignoraban a las comunidades locales cuyos medios de vida dependían de los productos silvícolas, o bien se diseñaban con el propósito de excluir a la población local y a sus actividades, consideradas perjudiciales. Por eso se reconoce hoy que muchas zonas que fueron entonces consideradas de interés para asegurar la conservación a largo plazo a favor de la comunidad mundial se establecieron a costa del desplazamiento social y económico de las comunidades locales (Barrance 1996; Guha 1997). Solo recientemente se ha llegado a entender que las zonas protegidas pueden ser tanto conservadas como aprovechadas de manera sostenible, evitando de esta manera el conflicto de intereses. En efecto, los recursos silvícolas que incluyen tanto la madera industrial como los productos silvícolas no madereros (PSNM) pueden actualmente contribuir a la conservación proveyendo a la población local incentivos para proteger los bosques, a la vez que ofrecen alternativas a la deforestación atractivas del punto de vista económico. Además, esas alternativas pueden reforzar la resistencia de la comunidad a las presiones externas que persiguen el aprovechamiento de los bosques o la destinación de las tierras boscosas a otros usos.

Esta pauta tiene una notable similitud con el modo en que se han conservado y ordenado los recursos fitogenéticos (RFG). Hasta principios del decenio de 1990 la conservación de los RFG se concentraba en métodos *ex situ* que excluían en su mayor parte a las comunidades indígenas o campesinas que habían seleccionado, conservado y utilizado estos mismos RFG por generaciones. Desde entonces la participación de las comunidades locales ha sido cada vez más aceptada como una variable importante para lograr el éxito de la conservación y el desarrollo, y en la actualidad se aplican ampliamente métodos participativos (MP) no sólo para la conservación de los RFG sino también en los programas que se concentran en el uso y ordenación de los RFG (Almekinders y de Boef 2000). En verdad, se considera actualmente que en el ámbito comunitario el reforzamiento de la ordenación de los RFG es esencial para hacer efectiva la conservación *in situ* de los recursos genéticos de los cultivos y para garantizar que la comunidad (y sus miembros) comparta(n) los beneficios que derivan de la utilización de estos recursos. Las comunidades campesinas desempeñan también papeles importantes en el mejoramiento de los RFG

para la alimentación y la agricultura (FAO 1996) y los MP que comprenden la asociación entre profesionales de la conservación y la población rural para el fitomejoramiento y el desarrollo de suministros locales de semillas son hoy elementos comunes de los programas *in situ* de RFG en todo el mundo (Ghimire y Pimbert 1997; Almekinders y de Boef 2000; Friis-Hansen y Sthapit 2000). Una creciente bibliografía sobre desarrollo rural y conservación de los recursos naturales da testimonio de esta evolución (Buchy et al. 2000).

El proyecto en el que participamos, financiado por el Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo de Alemania (BMZ) descrito en este volumen, adoptó un método participativo para estudiar la conservación y ordenación del recurso genético silvícola (RGS) en una serie de contextos sociales y ambientales de Brasil y Argentina. Describimos el marco adoptado para evaluar el desempeño de métodos participativos y luego lo utilizamos como punto de referencia para analizar la eficacia del método tal como se aplicó en los cuatro sitios del proyecto. Esta perspectiva nos ayudó a evaluar el grado en que se desarrollaron asociaciones entre los investigadores y la población local en cuanto a ordenación del recurso silvícola y desarrollo de políticas. Concluimos el capítulo con un debate acerca de las lecciones aprendidas, destacando tanto la necesidad de fomentar la formación de los investigadores como de contar con marcos temporales más prolongados a fin de organizar la investigación participativa y desarrollar asociaciones efectivas.

2. Un marco para la investigación participativa

2.1 Conceptos y definiciones

En los últimos 15 años se han desarrollado numerosos MP con el objeto de involucrar a la población local en la investigación sobre agricultura, ordenación de los recursos y medios de vida rurales. No es posible formular una definición sencilla y fácil de la investigación participativa, pues esta debe ser diseñada y evaluada en el contexto en que tiene lugar. Es mejor entender por investigación participativa un conjunto de métodos que permite a los participantes desarrollar su propia comprensión y control sobre los procesos y acontecimientos investigados (Ashby 2003).

Por ende, la aplicación de los MP a la investigación sobre RFG y el desarrollo agrícola, incluida la conservación, es específica en cuanto a contexto y tiempo. La adaptación de un marco participativo general a tiempos y lugares diferentes requiere flexibilidad y por ello se han desarrollado variantes de los métodos aplicados (Halwart y Haylor 2001). Waisbord (2001) describe una diferencia conceptual fundamental entre MP: un tipo de método involucra a las comunidades locales en la investigación y desarrollo solo 'como un medio para un fin' mientras que el otro considera el compromiso local 'como un fin en sí mismo'.

En el primer método la participación de las comunidades locales es vista como un modo de aumentar la eficacia y repercusión del proyecto; corresponde a lo que Oltheten (1995) llama un método orientado a un objetivo. Los objetivos de los proyectos se definen como los resultados que grupos específicos de participantes deben rendir a 'profesionales externos' y la participación consiste en que la gente acepte asumir y contribuir a actividades identificadas en forma conjunta.

En el segundo método, también llamado método orientado al proceso (Oltheten 1995), los objetivos del proyecto se alcanzan cuando las comunidades locales eligen participar en el proceso de desarrollo (Buchy et al. 2000). La participación es considerada como 'fin' en un proceso donde tiene lugar la liberación (política) y el fortalecimiento de los participantes (IPAP 1997). Como tal, reconoce explícitamente el proceso de reversión del papel y el poder asociados con la participación. En este segundo método, la participación significa que el pueblo mismo asume la propiedad y responsabilidad de las actividades del proyecto, que ellos han identificado y desarrollado por sí mismos con el apoyo de los 'profesionales externos' (Oltheten 1995) y que comprende las respuestas locales aprendidas respecto de los cambios de la sociedad, la economía y la ecología (Röling y Wagemakers 1998).

Los dos métodos requieren diferentes estrategias de diseño y ejecución. Cada uno sigue una pauta distinta para determinar los papeles de los participantes que muy a menudo son investigadores u otro tipo de profesionales, y la población rural (Buchy et al. 2000). Cuando los participantes tienen diferentes expectativas acerca de la naturaleza del proceso y los objetivos del proyecto, pueden surgir problemas. Sin embargo las dos perspectivas no son incompatibles, y en la práctica sus diferencias conceptuales no son tan netas. Por lo tanto la participación puede ser vista como verificándose en un *continuum* en el cual el compromiso y movilización de la comunidad puede comenzar como un medio hacia un fin que más adelante se transforme a sí mismo en un fortalecimiento de la comunidad, un cambio estructural y el aprendizaje de actividades independientes. Del mismo modo los proyectos pueden seguir un método ubicado en un punto intermedio entre los métodos orientados a un objetivo o al proceso. Como veremos más adelante en este capítulo, el proyecto financiado por BMZ comenzó más bien orientado al objetivo ('medio para un fin') pero pasó a estar cada vez más orientado al proceso en muchos de los sitios de estudio ('fin en sí mismo').

2.2 Pro y contra de los métodos participativos

En la bibliografía abundan ejemplos que describen los resultados positivos y negativos de la aplicación de MP a los proyectos de desarrollo. Una característica obviamente positiva es que por lo general los MP mejoran la comprensión de los investigadores acerca de las condiciones, problemas y temas afrontados por las comunidades objetivo. De este modo los MP contribuyen a que los investigadores se aboquen a los problemas y necesidades reales de los beneficiarios del proyecto. Comprometiendo directamente a las comunidades objetivo y desarrollando con ellas metas políticamente deseables, legitiman los proyectos y refuerzan la aceptación de sus resultados y productos tanto en las comunidades locales como en públicos más amplios (IPAP 1997; Shannon 2002).

Sobre la base de lecciones extraídas de estudios de caso conducidos en África, Asia y América del Sur sobre planificación participativa en proyectos silvícolas comunitarios, Oltheten (1995) concluyó que los MP pueden también incrementar el poder local, en especial creando oportunidades para los grupos desaventajados a fin de que accedan a recursos externos tales como capacitación o crédito, o para movilizar sus propios recursos en forma de organización local, conocimientos y habilidades. Resultados positivos como estos refuerzan la capacidad de la población local para emprender acciones en defensa de sus propios intereses. Otra ventaja descrita por Oltheten es que los MP pueden integrar el conocimiento local en la planificación y ejecución de un proyecto, contribuyendo así a que el mismo tenga mayores probabilidades de éxito. En efecto, es justo reconocer que la planificación participativa da como resultado un aprendizaje de ida y vuelta y un proceso de retroalimentación entre las comunidades locales y los investigadores que mejora las probabilidades de ajustar oportunamente los servicios de apoyo del proyecto a los cambios de la realidad local. Además, la participación de las comunidades locales en la investigación y desarrollo de los programas refuerza su capacidad para identificar y movilizar los recursos externos y locales y emprender actividades sostenidas para lograr un cambio positivo. El éxito de la planificación participativa puede reforzar el compromiso político y el apoyo institucional a la planificación local en muchos niveles, fomentando un entendimiento común entre los grupos locales y las instituciones regionales, nacionales e internacionales.

Pero por otro lado los proyectos que adoptan el MP requieren por lo general más tiempo, esfuerzo y recursos para ser desarrollados, fomentar la confianza y tomar decisiones que en el caso típico de los programas de desarrollo elaborados desde lo alto. Además, en estos proyectos los resultados pueden ser menos previsibles, y puede ser necesario revisar los plazos para completarlos e incluso modificar los objetivos de los mismos. Suele resultar difícil conciliar estos cambios en el marco de estructuras de programa y mecanismos de financiación definidos de manera rígida o limitados en el tiempo (Martin y Sherington 1997). Por lo tanto la participación puede ser una buena estrategia en el largo plazo, pero no si se aplica en contextos de corto plazo o cuando los temas deben ser abordados con urgencia (Waisbord 2001). No obstante, los beneficios

Cuadro 1. Objetivos del proyecto y repercusiones previstas.

Grupo de disciplina	Objetivos del proyecto
Investigación socioeconómica	<ul style="list-style-type: none">• Cuantificar las contribuciones de la madera industrial y los PSNM a los ingresos del hogar y en relación con otras fuentes de ingresos• Describir y cuantificar los efectos del uso de la tierra (en especial apacentamiento de ganado, aprovechamiento de madera industrial y recolección de PSNM) sobre los ecosistemas y los recursos genéticos de especies arbóreas clave• Examinar los cambios en los medios de vida que resultan del cambio social y económico, incluidas las consecuencias de la utilización continua de RGS• Evaluar la repercusión del uso actual de la tierra y las políticas silvícolas en el uso de madera industrial y PSNM, y proponer opciones que favorezcan el uso sostenible
Investigación genética	<ul style="list-style-type: none">• Examinar los efectos de las actividades humanas como cultivos vegetales, maderero y otras presiones antropogénicas sobre la diversidad genética y la estructura genética de especies silvícolas seleccionadas, incluidos los PSNM. Esto requiere comprender las pautas de variación genética de especies escogidas
Investigación ecológica	<ul style="list-style-type: none">• Investigar el efecto de las actividades humanas sobre la biología y ecología de la reproducción, incluida la fenología, comportamiento del polinizador forrajero, dispersión de semillas, desarrollo del banco de semillas, depredación de semillas y brinzales y otras dinámicas de regeneración en las especies arbóreas escogidas
Aplicaciones de desarrollo	<ul style="list-style-type: none">• Desarrollar opciones locales de ordenación y uso sostenible de árboles seleccionados y PSNM en condiciones de cambio social y económico, y ubicar estas opciones dentro de un marco racional de toma de decisiones para los administradores y responsables de políticas cuando estos consideren los cambios en las políticas y prácticas de uso de la tierra
Capacitación, educación y difusión de la información	<ul style="list-style-type: none">• Fortalecer la planificación y ejecución de programas de conservación genética silvícola en el ámbito nacional proveyendo oportunidades de capacitación a científicos y representantes de los grupos de interesados de los países participantes, y ulterior capacitación, educación e información sobre las disciplinas del proyecto

Repercusiones del proyecto	Beneficiarios
Desarrollo completo de una base interdisciplinaria sobre teoría, métodos y aplicaciones de conservación disponible para otros países que deseen iniciar y/o seguir la conservación <i>in situ</i> de la biodiversidad agrícola y silvícola	Programas nacionales (PN) de biodiversidad agrícola, cualquier país
Se dispondrá de una mejor comprensión de los procesos que afectan la diversidad genética para guiar los programas nacionales de conservación y desarrollo	Programas nacionales de RGS, cualquier país
Se dispondrá de ejemplos, metodología y directrices para guiar a otros PN que establezcan proyectos de conservación <i>in situ</i>	PN de conservación <i>in situ</i> de RGS, cualquier país
Se reforzará la capacidad de programas nacionales (PN) para emprender la conservación sumando personal científico y estableciendo vínculos formales con los programas de conservación basados en la comunidad	Programas nacionales de RGS, cualquier país
Se reforzará la capacidad de los programas nacionales (PN) para apoyar la conservación <i>in situ</i> en los campos de la biología de población, biología de conservación, ciencia social y etnobotánica. Se aumentará la capacidad para analizar la biodiversidad silvícola empleando marcadores genéticos, evaluaciones morfológicas, relevamientos sociales e investigación de ecosistemas silvícolas	PN de conservación <i>in situ</i> de RGS en países objetivo, especialmente programas científicos
Se fortalecerán los PN sobre uso local sostenible de los recursos genéticos silvícolas. Se mejorarán los PN relativos al mejoramiento de los árboles	PN de RGS en países objetivo
Las comunidades locales y los habitantes del bosque incorporarán la conservación en sus actividades rutinarias de ordenación silvícola, vinculadas a PN apropiados	Comunidades locales seleccionadas y organizaciones no gubernamentales (ONG) de conservación en países objetivo
Las comunidades locales y los habitantes del bosque aumentarán su capacidad de utilizar la biodiversidad silvícola actual en estrategias locales de desarrollo a través de actividades de ordenación silvícola de base local	Comunidades locales seleccionadas en países objetivo
Mejor comprensión del conocimiento biológico y sistemas de valores de los habitantes del bosque, y las relaciones de dichos sistemas con las pautas locales de uso y ordenación de los RGS	PN de uso y conservación de RGS; comunidad científica internacional
Mayor diálogo y asociaciones entre las comunidades locales, organizaciones gubernamentales locales, ONG de base local y sistemas de investigación agrícola nacional (SIAN) para desarrollar programas de ordenación	Comunidades locales, SIAN, ONG locales y organizaciones gubernamentales

de los MP pueden ser grandes y por lo general superarán a las desventajas (Sección 2.3 de este capítulo). Como mínimo los MP ayudan de manera sustancial a las comunidades locales a entender más acerca del proceso nacional e internacional de toma de decisiones que puede afectar a las regiones y beneficiarios del proyecto, y tan solo esto tendrá por lo general un efecto positivo y duradero en todos los involucrados.

Lecciones aprendidas en el proyecto financiado por BMZ: objetivos de la aplicación de un método participativo

Al adoptar un MP, la finalidad del proyecto financiado por BMZ fue contribuir simultáneamente al desarrollo sostenible y a la conservación del bosque mediante una comprensión más profunda de los efectos de las actividades humanas sobre los RGS, en particular sobre la diversidad genética de especies arbóreas escogidas como objetivo. Los resultados del proyecto MP fueron obtener información y promover una toma de conciencia acerca de la conservación, ecología y genética del bosque que ofrezca a los participantes locales alternativas para ordenar sus bosques de manera sostenible, y que pueda guiar las decisiones políticas relativas a iniciativas nacionales y regionales. En el Cuadro 1 (pág. 240) figura una lista de objetivos del proyecto y de posibles repercusiones. La meta del proyecto era alcanzar el uso sostenible y la conservación de los RGS y ayudar a los participantes locales para que contribuyeran a ese objetivo. Al alcanzar los objetivos del proyecto, y en particular el quinto objetivo – capacitación, educación y difusión de la información – creemos que los participantes estarán mejor equipados para adoptar elecciones mejor informadas y de esta manera reforzar su capacidad para asumir el control total de la ordenación y uso futuro de sus RGS.

Inicialmente el proyecto trató de seguir un método mayormente orientado al objetivo recogiendo datos que mejorarían nuestra comprensión de la ordenación y el uso de los recursos locales. Este trabajo debía ser emprendido por el componente socioeconómico del proyecto. El compromiso de los participantes locales en las actividades de investigación genética y ecológica debía ser limitado. Sin embargo, las reuniones de consulta en la fase inicial del proyecto llevaron a aumentar en forma sustancial el papel de varios participantes del proyecto a través de un diálogo continuo entre ellos y los investigadores. Estas reuniones dieron como resultado un cambio gradual de las prioridades del proyecto, incluidas la incorporación de actividades más ajustadas a las necesidades de los participantes locales. Como debatiremos más adelante con mayor detalle, esta consulta mejorada condujo a una aceptación más amplia del proyecto y a un mayor compromiso de algunos participantes. Por ende, más o menos desde el inicio del proyecto comenzamos a experimentar el paso de un proyecto de investigación orientado al objetivo a un método más orientado al proceso.

2.3 Método participativo de investigación

En los campos de la ciencia agronómica aplicada y el desarrollo de agrotecnología, y en especial en la investigación orientada al desarrollo, es esencial la participación de la población rural para alcanzar la sostenibilidad (Reijntjes et al. 1992; Pretty 1995). Los campesinos pueden ayudar a los científicos a adaptar la agrotecnología a las disposiciones agrícolas y ambientales específicas, y también a aplicar los aportes externos de manera más eficaz llamando la atención de los mismos sobre las decisiones y actividades diarias relativas a dichos aportes (van Veldhuijzen et al. 1997). Al mismo tiempo, los científicos pueden modelar las actividades de investigación a fin de satisfacer las necesidades de los campesinos, y elaborar mejores prácticas que incorporen innovaciones generadas localmente (Reij y Waters-Bayer 2001).

En la bibliografía se han descrito tres tipos de desarrollo agrotecnológico (van Veldhuijzen et al. 1997). El primer tipo aparece en lo que Braidwood (1967) llamó ‘una atmósfera de experimentación’. Los agricultores han practicado esta forma de innovación agrícola desde los tiempos neolíticos hasta hoy, y actualmente aún sigue siendo practicada en aquellas partes del mundo que no están muy influidas por los programas nacionales de desarrollo agrícola. Este tipo de desarrollo agrotecnológico también es llamado ‘desarrollo tecnológico indígena’.

En los tiempos modernos y comenzando especialmente en la última parte del siglo XIX, los gobiernos nacionales crearon organismos que se especializaron en investigación agrícola y en la difusión de sus resultados a través de programas formales dirigidos al público. Estos organismos operaban con arreglo a un modelo en el que las tecnologías agrícolas eran desarrolladas en instituciones gubernamentales de investigación y luego transferidas a los agricultores mediante programas de extensión. Este segundo tipo de desarrollo agrotecnológico se llama a menudo ‘transferencia de tecnología’ (TdT) y en el último siglo dominó el desarrollo agrotecnológico en los países avanzados en agricultura y en sus políticas para ofrecer asistencia agrícola a los países menos desarrollados.

Sin embargo en los países en desarrollo los programas de TdT no alcanzaron el éxito que se esperaba, y en respuesta a las críticas continuas al método de TdT se diseñaron los métodos participativos de desarrollo agrotecnológico (Merrill-Sands 1986). Este tercer tipo de desarrollo agrotecnológico llamado actualmente ‘desarrollo tecnológico participativo’, enfatiza la importancia combinada de los agricultores tradicionales y los científicos en la innovación y cambio agrícolas. Cuando éstos se asocian a fin de alcanzar objetivos comunes, el desarrollo tecnológico participativo es visto como un método complementario de la investigación y la extensión formal. El Cuadro 2 resume las principales características de los tres tipos de desarrollo agrotecnológico.

Sin desdeñar sus ventajas, no siempre es fácil ejecutar MP en la investigación agrotecnológica dados lo que pueden ser miríadas de aportes y demandas provenientes

Cuadro 2. Características de los tres tipos de desarrollo agrotecnológico. Fuente: van Veldhuijzen et al. 1997.

Tipo	Desarrollo tecnológico indígena	Transferencia de tecnología (TdT)	Desarrollo participativo de tecnología
Objetivos	Vida más segura, reducción de riesgos	Maximizar el rendimiento	Ordenación agrícola a cargo del mismo campesino, sostenibilidad
Fuente de innovación	Campe sinos	Organizaciones de investigación	Asociación de campesinos con organizaciones de investigación
Naturaleza del conocimiento	Holístico	Particularista	Tensión creativa entre lo holístico y lo particularista
Método experimental	Ampliamente desconocido	Procedimientos científicos	Métodos campesinos complementados con procedimientos científicos
Canales de información	Campe sino a campesino	Servicios de extensión	Sistemas múltiples: campesinos, ONG, agentes de extensión, etc.
Procesos de comunicación	Informal, horizontal	Formal, vertical, de arriba hacia abajo	Semiformal, dirección mixta
Papel de la población rural	Generadores de conocimiento, comunicadores, usuarios	Receptores, adoptadores	Generadores, comunicadores y evaluadores de ideas externas, usuarios
Papel de los profesionales	Ninguno	Maestros, control del cumplimiento de las reglas	Múltiple: facilitadores, personas -recurso, coinvestigadores, capacitadores

de una multitud de participantes. Mientras las ventajas de los MP son fáciles de entender en los proyectos de investigación socioeconómica, algunos científicos biológicos pueden ser reacios a adoptar un MP en, por ejemplo, un estudio de base sobre el dinamismo genético de una población porque la afectación “directa” de la población rural en este tipo de estudio puede resultarles difícil de imaginar (Sección 2.4 de este capítulo). Es innegable que ciertas formas de investigación básica se llevan mejor a cabo de manera no participativa, a menos que se tenga mucho cuidado al trasladar los métodos y metas del proyecto a términos accesibles para todas las partes (Halwart y Haylor 2001). No obstante en los proyectos de investigación que cubren diferentes campos como los que se describen en este libro, los MP pueden ser más eficaces si los aplican equipos interdisciplinarios de investigadores y no científicos individuales en sus campos específicos de investigación.

Más aún, incluso si las comunidades locales pueden no ser capaces de participar en la fase de ejecución de todas las actividades de investigación, sus aportes a la planificación y asignación de prioridades en las actividades de investigación pueden mejorar la relevancia de la investigación, lo que es útil tanto para los investigadores como para las comunidades al momento de trasladar los resultados a la práctica. El compromiso positivo del público casi siempre mejorará las probabilidades de aceptación y adopción de las recomendaciones derivadas de las actividades de investigación.

Se pueden identificar diferentes fases en el despliegamiento de un MP ‘ideal’ para un proyecto de investigación: 1) análisis participativo de la situación – comprensión de los problemas y oportunidades; 2) identificación de los participantes; 3) consulta y negociaciones sobre la definición de problemas y colaboración en el proyecto; 4) establecimiento de estrategias de investigación, objetivos, responsabilidades, papeles y asociaciones transparentes y de común acuerdo; 5) experimentación – recolección de datos; 6) experimentación – análisis de los datos; 7) compartimiento de los resultados y su traslación a productos apropiados; 8) difusión de los resultados y 9) sostenimiento del proceso (Jiggins y de Zeeuw 1992; van Veldhuijzen et al. 1997). En todos los estadios de la investigación se deben establecer mecanismos de seguimiento y evaluación y comprometer a los participantes relevantes. La Figura 1 (pág. 246) ilustra las fases de un proyecto participativo de investigación y desarrollo ideal. Se presentan los posibles caminos reiterativos de las fases iniciales, y luego a medida que llega cada fase subsiguiente, adhieren más – u otros – participantes y/o se consiguen otros acuerdos.

Lecciones aprendidas en el proyecto financiado por BMZ: métodos participativos en las diferentes fases de un proyecto de investigación

La participación de los interesados en las iniciativas de investigación puede tener lugar en diferentes fases de la ejecución de un proyecto y con diferente amplitud. En el Cuadro 3 se describen las fases y episodios del proyecto financiado por BMZ que fueron críticos para identificar a los participantes y para la consulta sobre la toma de decisiones que tuvo lugar durante la ejecución local e internacional de las actividades de investigación. En el desarrollo efectivo de la propuesta de proyecto intervino un número limitado de los eventuales participantes, y de hecho los beneficiarios previstos del proyecto no fueron interpelados durante esta fase. Si bien el Cuadro 3 muestra una amplia intervención de los participantes en especial en los talleres de planeamiento, en realidad fuera de las reuniones locales de avance los principales participantes eran el personal de las instituciones nacionales e internacionales de investigación.

Se adoptó un método por etapas para identificar y alcanzar a más participantes a través de una serie de reuniones de planeamiento y consulta que tuvieron lugar después de que comenzara el proyecto. Los participantes identificados durante una reunión fueron invitados a concurrir a las siguientes ruedas de consulta. En las reuniones subsiguientes se volvieron a debatir los objetivos y actividades propuestas en el proyecto. Esta pauta es paralela al proceso reiterativo descrito en la Figura 1.

El concepto del proyecto se generó en primer lugar cuando el Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos (IPGRI) y numerosas instituciones de investigación silvícola en

Alemania reconocieron el problema de la continua deforestación y erosión genética de los RGS en todo el mundo pero en particular en Brasil y en Argentina, y se presentó la oportunidad de trabajar junto con los participantes de esos países para contribuir a resolverlo. A este punto algunos apremios financieros y de tiempo obstaculizaron la realización de un análisis pormenorizado de los participantes (como sucede frecuentemente en el caso del planeamiento de proyectos de investigación sobre la conservación y uso sostenible de los recursos naturales, silvícolas y agrícolas). La propuesta sometida al donante contenía una evaluación general del problema sobre la base de consultas limitadas entre las instituciones internacionales y los socios nacionales de investigación de Brasil y Argentina.

Creemos que si bien lo ideal hubiera sido una consulta local precoz y completa, una alternativa válida puede ser un proceso por etapas que involucre paulatinamente a más participantes locales a medida que comienzan las actividades de investigación. Habiendo adoptado esa estrategia nos esforzamos para asegurar que los procedimientos formales del proyecto fueran suficientemente flexibles como para permitir cambios considerables del plan original de trabajo a medida que la consulta con las comunidades locales y otros participantes produjera sus aportes y pusiera de manifiesto sus preocupaciones acerca del proyecto.

2.4 Identificación de participantes y grado de compromiso

Un paso esencial al adoptar un MP es identificar a los participantes. En términos generales los participantes son aquellas personas, grupos u organizaciones que tienen interés en un tema. Todas las personas que influyen o pueden influir en una decisión o bien ser afectados por ella están potencialmente interesadas (Cumbre de la Tierra 2002). Por esta razón personas intermediarias y que no tienen un interés directo propio pueden también ser participantes (Brown 1998).

Como hicieron notar Enters (2000) y Cramb et al. (2000) se necesita examinar cuidadosamente las suposiciones acerca de si la comunidad es estable u homogénea y acerca del interés, compromiso, conocimientos y habilidades que posee la población rural. Por lo general raramente las comunidades son grupos armoniosos con programas similares acerca de los distintos temas, por ejemplo el desarrollo, sino más bien grupos de participantes con necesidades, prioridades y capacidades diferentes (Leach et al. 1997). Puede ser difícil identificar estos grupos y sus programas. Un desafío igualmente importante es determinar quién (puede) representa(r) a una comunidad. Las comunidades pueden tener varios líderes que representan una variedad de facciones comunitarias, o líderes con diferentes roles y responsabilidades. Aún más, una organización puede sostener que representa a una comunidad, pero un examen más cercano puede mostrar que el liderazgo de esa organización resulta inaceptable para la (entera) comunidad. Se pueden hacer observaciones similares respecto de otros grupos de participantes como 'el gobierno' o los 'grupos ambientalistas' o los 'científicos'. Por ejemplo incluso si los objetivos de las organizaciones ambientalistas son similares, pueden sostener puntos de vista conflictivos en el modo de enfocar un problema. Y cuando tiene lugar la competencia por los fondos, los factores que determinan las relaciones y la distribución de poder entre y dentro de los grupos participantes pueden perturbar aún más el progreso.

Más aún, los representantes de los participantes pueden no querer o no poder mantener una comunicación efectiva de ida y vuelta o de múltiples vías con sus representados acerca del proceso participativo. Si aparecen brechas entre las expectativas de los participantes y las posturas asumidas por sus representantes, esto puede producir como resultado decisiones que carecen del respaldo de los participantes, con los consiguientes problemas cuando tenga lugar la ejecución (Buchy et al. 2000).

Los grados de compromiso de los participantes en un proyecto pueden diferir considerablemente. El modo más obvio de apreciar el éxito de un MP adoptado en cualquier proyecto dado es evaluar los niveles y tipos de participación de los beneficiarios locales (propuestos), las organizaciones comprometidas en la ejecución del proyecto y aquellas organizaciones o beneficiarios que se presentan para obtener beneficios de los resultados. Con arreglo a la tipología de participación desarrollada por Pretty (1994; 1995)

se pueden distinguir dos formas primarias de participación (Cuadro 4, pág. 248). El primer tipo de participación y uno de los encontrados más a menudo en los MP orientados al objetivo es relativamente pasivo, en donde la gente participa escuchando lo que está teniendo lugar. Aquí el típico intercambio es en un solo sentido, destinado a informar al público acerca de las actividades o resultados, y a veces a aleccionarlo y de esta manera dar legitimidad al proyecto para lograr la mayor aceptación de sus resultados.

El segundo tipo de participación, y el que habitualmente se halla en los MP orientados al proceso, puede ser llamado 'participación interactiva'. Aquí el público participa de manera activa en el análisis conjunto y en las decisiones que conducen a planes de acción formulados en el ámbito local, y donde se destaca la capacidad de aprendizaje conjunto. La típica comunicación es aquí de dos sentidos, con significativos debates con los participantes, enseñándoles los temas y la recolección de datos en los que se incluyen los conocimientos de los participantes, y desarrollando junto con los expertos y demás interesados las mejores opciones. En este tipo de MP los participantes están comprometidos en un intercambio continuo y sus ideas se incorporan en la mayor medida posible en el diseño del proyecto y en sus resultados.

Entre los dos tipos de participación de Pretty existe una serie de posibilidades de compartir el poder (Buchy et al. 2000) que no son excluyentes entre sí. Además el nivel y forma de participación pueden cambiar con el tiempo y diferir con arreglo a la actividad en la cual participa la gente o al tema que se debate. Esto puede suscitar diferentes tipos de participación que se siguen uno a otro en un ciclo de proyecto. Por ejemplo, cuando un proyecto entra en la fase de ejecución (por ejemplo de la experimentación a la recolección de datos) los participantes y sus diversas relaciones pueden cambiar a medida que se agregan nuevos socios al proyecto y se emplean diferentes MP.

La participación activa de los interesados directos en los estadios tempranos de la definición de un problema y el establecimiento de las prioridades de investigación tiene importantes ventajas para el desarrollo de proyectos de RFG y RGS. Los beneficios incluyen

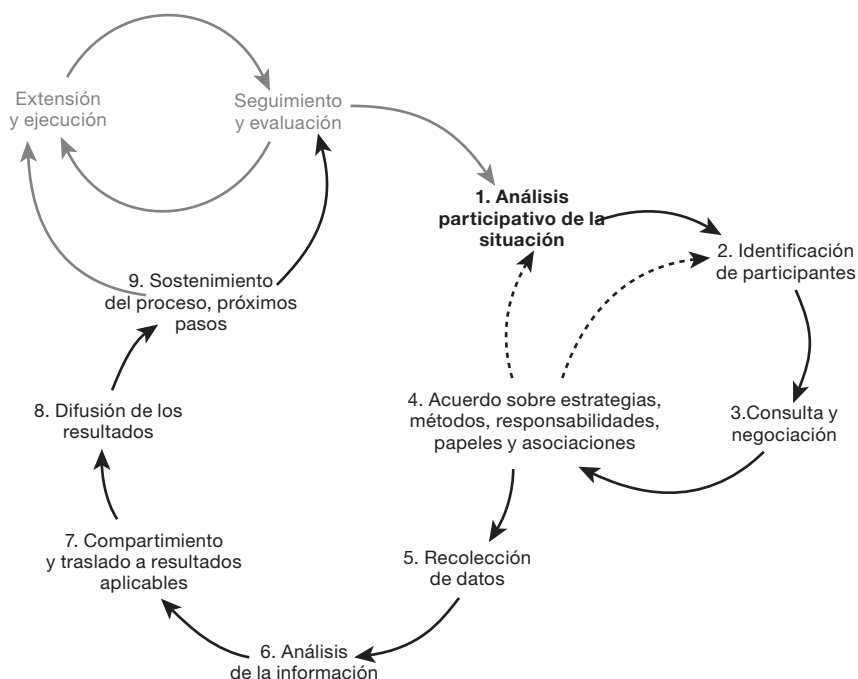


Figura 1. Fases de proyectos 'ideales' de investigación y desarrollo participativo, con posibles caminos reiterativos en las fases iniciales del proyecto.

Cuadro 3. Principales momentos de la toma de decisiones, sus objetivos y participantes.

Fecha/periodo	Momento/actividad	Participantes¹									Objetivos principales²	Iniciadores/ organizadores
		a	b	c	d	e	f	g	h	i		
1998	Desarrollo de la propuesta de proyecto	X									A, B (ámbito nacional), D	a
Junio 1999	Taller inicial de planeamiento	X	X	X	X	X			X	X	A, B (ámbito regional), C, D	a
Julio 1999 – Feb 2000	Periodo de 6 meses de preparación		X			X	X				A, B (ámbito local)	b
Feb/Marzo 2000	Talleres locales de planeamiento³	X	X	X	X	X	X	X	X		A, C, D	a, b
Octubre 2000	Reunión de coordinación del proyecto	X	X								C, D, E	a
Numerosas, durante la fase de ejecución (Junio 2000 – Abril 2003)	Reuniones locales de avance³		X	X	X		X	X			D, E, F	b
Julio/Agosto 2002	Talleres locales de síntesis	X	X	X	X	X	X	X	X		E, F	a, b
Abril/Mayo 2003	Taller final del proyecto	X	X						X		F	a, b

¹ Principales grupos de participantes y socios:

a = Instituciones internacionales de investigación e instituciones nacionales de investigación de los países en desarrollo

b = Instituciones nacionales de investigación de los países participantes

c = ONG de medio ambiente

d = Organismos nacionales y/o regionales de toma de decisiones políticas y ejecución

e = ONG nacionales y/o regionales

f = Organizaciones sociales civiles locales o activas en el ámbito local (ONG, asociaciones de campesinos)

g = Representantes de comunidades locales

h = Personas-recurso de diferentes instituciones de investigación

i = Representantes del sector privado

² A = Análisis de la situación, B = identificación de participantes, C = Consulta, D = Decisiones sobre cambios del marco, objetivos y actividades del proyecto, E = Difusión de la información sobre el progreso y/o las decisiones, F = Formulación de los resultados, debates de seguimiento

³ Los objetivos, disposición y participación eran diferentes entre los sitios y en cada momento.

la definición temprana de cuáles tecnologías o cambios de comportamiento parecen ser aceptables para los usuarios, así como la oportunidad de adaptar de entrada prototipos de tecnologías en el proyecto de manera que satisfagan las necesidades y preferencias tanto de los beneficiarios como de los expertos externos (Programa Sistemático Amplio de Investigación Participativa y Análisis por Géneros 1997).

Como se debatió más arriba en algunos proyectos de investigación o fases del proyecto como las que comprenden evaluaciones sumamente técnicas de la diversidad genética, la participación local puede no ser útil o necesaria. En este tipo de proyectos la participación de la comunidad local será habitualmente pasiva y/o limitada al trabajo de campo remunerado, con una comunicación de sentido único que tendrá lugar en forma de consultas. No obstante, es deseable un continuo intercambio de información porque incluso cuando los participantes no puedan aportar elementos efectivos se necesitará su interés continuo en el proyecto a fin de asegurar que seguirán apoyándolo.

Numerosos participantes se comprometieron en el proyecto multidisciplinario y de múltiples ubicaciones financiado por BMZ. Por esto sentimos la necesidad de distinguir entre la participación y la asociación. Establecimos que una institución o grupo de personas eran socios cuando tenían responsabilidades en el proyecto e influían de diversa manera en los elementos o procesos del proyecto. Determinamos que la gente o las instituciones eran participantes cuando se comprometían a usar u ordenar los recursos silvícolas y por lo tanto interactuaban con los investigadores profesionales. Así, establecimos que los

Cuadro 4. Tipología de participación.

Tipo de participación	Características
Participación pasiva	La mayoría de la gente participa al ser informada acerca de las decisiones, lo que se está haciendo o lo que ya ha sucedido. La información difundida tiene su origen en profesionales externos. Un ejemplo es cuando profesionales externos diseñan, planifican y llevan a cabo una investigación. A los participantes se les presenta una solución ya lista o, cuando mucho, varias entre las que pueden elegir
Participación por consulta	La mayoría de la gente participa al ser consultada o contestando preguntas formuladas por profesionales externos. El proceso no otorga ninguna participación en la toma de decisiones y los profesionales tienen la obligación de no aceptar otros puntos de vista. Un ejemplo es cuando los profesionales externos emplean cuestionarios para obtener conocimientos de los campesinos locales
Participación reembolsada	La gente participa como contraprestación por comida, dinero u otros incentivos materiales. Cuando termina el incentivo los participantes locales no siguen compartiendo tecnologías o prácticas. Un ejemplo es cuando los habitantes de bosques locales son empleados para llevar a cabo o ayudar en el trabajo de sitio
Participación interactiva	La población participa en el análisis conjunto, el desarrollo del plan de acción y la formación o reforzamiento de instituciones locales relevantes. Se emplean métodos que adoptan múltiples perspectivas y los grupos locales ayudan a determinar cuáles recursos disponibles se utilizan. Un ejemplo es cuando los investigadores desarrollan la idea de un proyecto e invitan a los campesinos locales a participar en el planeamiento, diseño y ejecución de todas las actividades
Automovilización	La población participa tomando independientemente la iniciativa a fin de cambiar el <i>statu quo</i> . Inicia contactos con instituciones externas a fin de obtener recursos y asesoramiento técnico. Mantiene el control sobre el uso del recurso y los resultados del proyecto

Fuente: adaptado de Pretty 1995 (<http://www2.essex.ac.uk/ces/ResearchProgrammes/pa&caover4.htm>)

beneficiarios previstos del proyecto eran principalmente los participantes que tuvieron una parte importante en el resultado. Mientras Buchy et al. (2000) señalaron que la participación es todo en las asociaciones, hay tipos de participación que no influyen ni son responsables de la ejecución del proyecto, sino que más bien reciben información y otros productos (Cuadro 4, pág. 248). En este sentido, la colaboración entre los participantes se basa sobre todo en relaciones de poder. Cuando las decisiones se toman sin los beneficiarios, a quienes se asigna meramente el papel de ejecutar y evaluar los resultados, se mantiene o incluso se refuerza la desigualdad de poder entre los participantes y los socios (Waisbord 2001).

Para entender las interacciones de los interesados en la investigación participativa examinamos las asociaciones y participaciones en este proyecto, incluida la división de responsabilidades, el mecanismo de toma de decisiones, la relación entre y dentro de los grupos de participantes, y la amplitud en que los beneficiarios designados estuvieron incluidos y se beneficiaron del proyecto.

Lecciones aprendidas en el proyecto financiado por BMZ: identificación y compromiso de los participantes

Como las actividades del proyecto se propusieron en cuatro sitios de los dos países, la identificación de los participantes fue iniciada a través de instituciones nacionales de investigación (Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo – ESALQ; Universidade Federal do Paraná – UFPR; Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria – INTA) que pasaron entonces a ser responsables de buscar y facilitar el compromiso comunitario en toda la fase de investigación del proyecto. Las organizaciones nacionales desarrollaron relaciones con los grupos locales de participantes y los asistieron para que se comprometieran en la organización y ejecución del trabajo de campo. A su vez, los participantes locales facilitaron el acceso de los investigadores de las organizaciones nacionales a los sitios de campo.

En Pontal, Acre y Paraná (Brasil) los participantes eran importantes grupos de interés u organizaciones que representaban a profesiones como el Movimiento Nacional de Terrajadores de Caucho (CNS, sigla en portugués), la Cooperativa del Movimiento de los Sin Tierra de Pontal (MST), la cooperativa de colonos COCAMP (Cooperativa de Comercialização e Prestação de Serviços dos Assentados de Reforma Agrária do Pontal do Paranapanema) y los sindicatos rurales de Paraná. Estos cuerpos actuaron como intermediarios entre los proyectos y los representantes de las comunidades locales. En el sitio del proyecto en Argentina este papel fue desempeñado por la sección de desarrollo rural del INTA.

Este método por etapas para desarrollar las relaciones parecía funcionar bien. Afrontamos la tarea de organizar proyectos en los dos países y en muchos sitios involucrando numerosas disciplinas científicas y una miríada de comunidades rurales y grupos locales de interés, y todo esto tuvo que ser llevado a cabo en distintos contextos ambientales y socioeconómicos.

Desde el comienzo el proyecto BMZ tenía una decidida orientación hacia la investigación. Las comunidades indígenas de Acre (Brasil) y Argentina ya habían colaborado con otros proyectos de investigación y declaraban haber visto pocos resultados tangibles (ETC, ESALQ e IPGRI en 2002, y ETC, INTA e IPGRI en 2002). Por lo tanto se incluyeron pequeñas iniciativas de desarrollo en los proyectos en tres de los cuatro sitios (Argentina, Pontal y Paraná). Esto disparó ulteriores programas de desarrollo en dos sitios, con financiación adicional obtenida más adelante de otras fuentes para continuar con estas actividades.

Una apropiada representación de los participantes locales es un tema fundamental en los proyectos que adoptan MP, y es importante que existan mecanismos que aseguren la identificación de todos los participantes relevantes, seguida de la selección de los socios y de sus respectivos representantes. En la práctica, el contacto inicial se suele hacer con instituciones u organizaciones bien conocidas por la comunidad rural, pero los miembros de la comunidad que no están alineados con esas organizaciones pueden ser fácilmente dejados de lado simplemente porque no están al corriente del proyecto durante la fase de

planeamiento o incluso si saben de él no pueden expresar su interés por el mismo. Las políticas comunitarias son dinámicas y puede también darse el caso de que subgrupos y líderes formales e informales tengan diferentes puntos de vista, incluso dentro de la misma organización. Por lo tanto la selección de los miembros representativos de las comunidades rurales pasa a ser un compromiso importante que requiere considerable cuidado y discernimiento.

En Pontal, la COCAMP tuvo un fuerte papel de intermediaria entre el proyecto y las comunidades rurales. Si bien los dirigentes de COCAMP no eran reconocidos por todos los campesinos, el proyecto consiguió interactuar con una fracción relativamente amplia de las comunidades e incluso con aquellas no afectadas directamente por el proyecto. Esto facilitó la difusión y aplicación de los resultados de la investigación a otras comunidades. Lo mismo sucedió en uno de los sitios de campo de Acre donde una gran parte de la comunidad de terrajadores de caucho quedó involucrada en el proyecto a través de los programas del CNS y la asociación local de terrajadores de caucho. Por el contrario la falta de una clara estructura de liderazgo en las colonias agrícolas de Acre entorpeció el establecimiento de buenos canales de comunicación con los colonos locales.

En la práctica en todos los sitios la mayor colaboración se dio entre un pequeño número de individuos, familias o representantes designados por la dirigencia local y los coordinadores locales de campo y los representantes de las instituciones y organizaciones nacionales e internacionales. El proyecto trató a las comunidades como a grupos más o menos homogéneos, asumiendo que los participantes locales difundirían la información e ideas al resto de sus comunidades, directamente o a través del cuerpo u organización representada por ellos. No hubo evaluaciones sustanciales de los procesos participativos y, en consecuencia, no podemos decir si se alcanzó a todos los participantes y/o miembros relevantes de la comunidad, en especial a los grupos marginales.

Lecciones aprendidas en el proyecto financiado por BMZ: la participación como medio de construir asociaciones

Pautas de intercambio de información

El proyecto financiado por BMZ empleó herramientas participativas para recoger información sobre los usos de los RGS y su lugar en las economías locales y los medios de vida. En esta fase de la investigación la participación de la población local fue principalmente pasiva, y no influyó ni en la definición o análisis de los problemas ni en la identificación de las posibles soluciones. Una evaluación realizada en el taller de síntesis en Pontal acerca de la calidad de las asociaciones establecidas durante el proyecto confirmó que los investigadores de las instituciones nacionales desempeñaron un papel dominante en la organización y conducción de las actividades de investigación, y que el intercambio de información con los beneficiarios estuvo más cerca de lo que más arriba llamamos 'transferencia de tecnología' (Cuadro 2, p. 243). Si bien la meta del proyecto eran aumentar la comprensión del papel de las poblaciones rurales en la ordenación y uso de los bosques, el proyecto no estuvo suficientemente orientado a la incorporación de conocimientos y perspectivas indígenas en el diseño de sus actividades, ni en los resultados finales.

Creación de propiedad y asociaciones mediante la consulta

También se adoptaron procesos participativos para introducir flexibilidad en el plan de trabajo del proyecto. El Cuadro 3 (p. 247) ilustra las amplias consultas que tuvieron lugar durante la ejecución del proyecto, a fin de examinar los objetivos y establecer prioridades para las actividades. Las consultas tuvieron lugar en reuniones generales y locales de planeamiento; estas últimas se revelaron especialmente importantes para estimular la intervención de los participantes locales en la toma de decisiones. Aún así los coordinadores nacionales de investigación y sus asociados mantuvieron los papeles líderes en toda la duración del proyecto. En numerosas ocasiones los socios nacionales de investigación y los participantes locales propusieron cambios significativos al plan de

trabajo original. No obstante, y debido a que había una tendencia dominante a tratar de satisfacer las expectativas del donante y evitar cambios sustanciales de los planes de trabajo, solo se introdujeron ligeras modificaciones. Esto está en desacuerdo con lo que Davis (1996) identificó como un elemento fundamental de un método verdaderamente participativo, donde “los resultados de la consulta no deben estar determinados de antemano”. No obstante, como señalaremos más detalladamente luego, a pedido de los participantes en los talleres locales organizados en cada sitio de estudio introdujimos en el curso de la ejecución del proyecto numerosas actividades orientadas al desarrollo.

Aunque no nos propusimos alcanzar un método completamente participativo, los talleres locales ayudaron a establecer un tipo de compromiso de consulta e interacciones entre los investigadores y los participantes locales. El hecho de que la participación siguiera siendo sobre todo de consulta fue de alguna manera sorprendente, puesto que algunos socios locales como el CNS y COCAMP tratan normalmente de establecer tan solo asociaciones interactivas o automovilizadoras (Cuadro 4, p. 248). Su papel más pasivo en el proyecto refleja una separación entre los intereses científicos de los investigadores y la perspectiva de desarrollo de estas organizaciones locales.

En el sitio de investigación de Paraná se estableció una red interactiva entre las organizaciones de investigación interesadas, pero hubo poca participación de las comunidades locales. Por el contrario en Argentina se estableció una relación de consulta entre los investigadores y la población local que condujo a cierto grado de apropiación del proyecto por parte de las comunidades indígenas.

Para el diseño del proyecto fue importante presuponer que los investigadores podrían facilitar y conducir por sí mismos una investigación participativa. Pero la realidad de las interacciones con los participantes y los resultados del proyecto indican que esta parte del proyecto debía ser reforzada. Por ejemplo, los talleres locales de planeamiento condujeron a una muy limitada participación de consulta y/o colaboración con las comunidades locales en las fases de ejecución del proyecto. En consecuencia, el compromiso de las comunidades locales y de otros participantes locales en la investigación y en otros resultados fue débil.

A este respecto es importante considerar que los socios de investigación fueron identificados sobre la base de su capacidad de conducir investigaciones sobre los RGS y no sobre su potencial para trabajar de manera participativa. El diseño y ejecución del MP requiere una cuidadosa preparación, y esto no forma parte de los antecedentes de la mayoría de los biólogos. En consecuencia aprendimos que cuando los socios de un proyecto de investigación aceptan aplicar un MP se debe evaluar de antemano su capacidad para conducir la investigación en estos términos. Y tener esta capacidad, o estar dispuesto a adquirirla, deberían ser condiciones para aceptar a nuevos socios. Nos damos cuenta ahora de que la capacidad para elaborar un MP debió haber sido incorporada en el diseño total del proyecto.

Talleres locales de avance

Una intervención significativa de los participantes en el lanzamiento de un proyecto no garantiza el compromiso de los mismos en fases sucesivas, ni su falta de compromiso inicial impide que más tarde adhieran activamente al mismo. Ambas circunstancias dependen, al menos en parte, de la capacidad de los participantes para expresar sus puntos de vista y para influir en el curso de un proyecto. En cada uno de los sitios del proyecto financiado por BMZ se organizaron en diferentes ocasiones reuniones de proyecto para asegurar un compromiso continuo de los participantes locales, con el propósito de compartir y debatir los progresos y hallazgos de la investigación. Estas reuniones no produjeron cambios significativos en el plan de trabajo ni provocaron la adhesión de nuevos participantes. Sin embargo, estimularon las actividades de seguimiento en Argentina y en Pontal (Brasil).

Talleres locales de síntesis (resultados de la investigación y participación de los interesados)

Durante julio y agosto de 2002 se organizaron en cada sitio del proyecto talleres de síntesis. La primera parte de estos talleres se dedicó a intercambiar los resultados de la investigación

y a tratar de reunir los resultados en un marco común. En la segunda parte los participantes se unieron a las reuniones y se les presentaron los hallazgos de la investigación genética, ecológica y socioeconómica, junto con recomendaciones destinadas a guiar la ejecución de estrategias de conservación de los RGS. La meta de los participantes en esta segunda parte fue debatir los resultados de la investigación, trasladarlos a recomendaciones prácticas y ponerse de acuerdo sobre los próximos pasos.

En todos los sitios excepto uno surgieron dificultades para crear un marco en el cual se pudieran integrar los hallazgos de la investigación provenientes de numerosas disciplinas. La excepción fue el taller del proyecto en Argentina, gracias a la aplicación de un método de sistema que permitió que los datos de diferentes disciplinas se combinaran en un único modelo (descrito en el Capítulo 10). A su vez esto permitió trasladar los resultados de la investigación a estrategias de conservación, prácticas de ordenación y políticas públicas. En este contexto es justo admitir que hallamos que los MP no desempeñaban un papel esencial para crear este método interdisciplinario o de sistemas. Este fue en cambio el resultado de iniciativas propias de los investigadores.

Talleres finales de síntesis

Un difícil desafío solo parcialmente satisfecho fue poder construir sólidos lazos y un intercambio continuo de información entre los sitios del proyecto. En última instancia el proyecto funcionó más bien como una 'colección de estudios de caso' que como una red integrada de sitios de investigación de campo. Durante el taller final de síntesis se destacaron los resultados que contribuyeron a alcanzar los objetivos generales del proyecto (IPGRI 2003) y no se estructuró de un modo que permitiera una participación amplia. A estas reuniones fueron invitados los coordinadores, algunos socios investigadores y personas conocedoras, pero no los participantes locales. En consecuencia la naturaleza consultiva de la reunión inicial del proyecto no fue acompañada por una división final de los resultados en la conclusión del proyecto. Esta elección fue impuesta en gran parte por las limitaciones de fondos, y esto ilustra la importancia de contar con un presupuesto adecuado para que los participantes intervengan en todas las fases de un proyecto de esta naturaleza.

Actividades de desarrollo

Una de las críticas formuladas por los socios locales de la investigación durante el planeamiento y las reuniones de avance, así como en los talleres de síntesis, fue la falta de resultados tangibles que pudieran beneficiar a los participantes locales. Esta es una crítica común de los proyectos que tienen principalmente fines de investigación y se desarrollan en comunidades locales porque los participantes locales pueden esperar respuestas concretas para sus problemas inmediatos que en muchos casos no serán proporcionadas por los resultados de la investigación. Resolver problemas locales inmediatos no fue el objetivo principal del proyecto financiado por BMZ ni esto era posible de un punto de vista realista. Los investigadores deben ser muy claros a este respecto, o será aún menos probable que los participantes locales acepten el proyecto. Si se espera que proyectos de este tipo respondan a las demandas de los participantes locales y de otras personas, se necesitará mucha más flexibilidad operativa junto con recursos financieros que permitan la inclusión de estas actividades adicionales. Adoptando un método más oportunista en la planificación y ejecución del proyecto, en el cual también se puedan financiar actividades de mayor interés para la población local, se obtendrá apoyo para los proyectos de mediano y largo plazo a la vez que aumentarán las probabilidades de resolver algunos problemas locales urgentes relacionados con la sostenibilidad de los recursos.

Hasta cierto punto el proyecto financiado por BMZ adoptó un método más flexible siguiendo las demandas de los participantes locales en las reuniones de planeamiento. Entre los resultados más visibles estuvieron las oportunidades de capacitación para los participantes locales, organizadas en tres de los sitios de proyecto en Pontal, Paraná (Brasil) y Argentina. Por ejemplo en Pontal se añadió un experimento agrosilvícola con parcelas demostrativas, como sugirieron los miembros de la comunidad local durante el

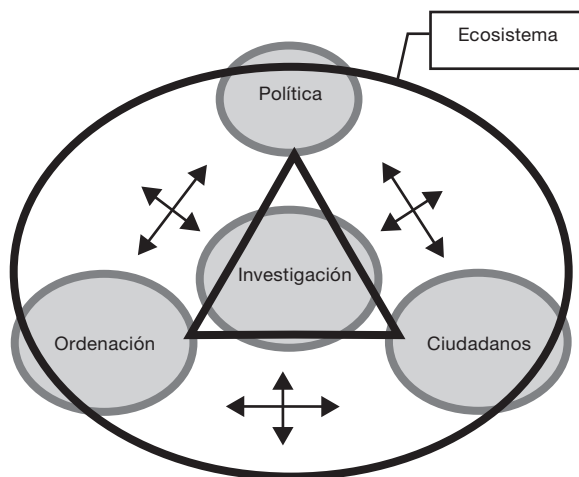


Figura 2. Triángulo de ecosistema adaptativo de ordenación. La ordenación afecta a los participantes que administran recursos de diversa manera, usan recursos y servicios de los ecosistemas y se benefician económicamente con estas actividades. Las organizaciones de política crean marcos institucionales en los cuales operan las organizaciones de administración. Los ciudadanos son los participantes (locales) que dependen de los recursos naturales, son afectados por las decisiones de políticas y de ordenación relativas a los recursos, y/o las afectan a través de sus propias actividades. La investigación proporciona mecanismos de retroalimentación y aprendizaje. Fuente: de Boef 2000.

taller regional. El sitio y las especies para este ensayo agrosilvícola fueron seleccionados localmente a través de reuniones participativas con representantes de 12 comunidades y con el activo compromiso de COCAMP, que más adelante se comprometió como socio líder en la planificación y preparación de una nueva propuesta de proyecto que incorporó los resultados de esta iniciativa.

En Paraná, una ONG local en colaboración con una comunidad rural desarrolló un herbario de plantas medicinales para satisfacer demandas locales. Esta iniciativa concentró en el proyecto financiado por BMZ la atención de una comunidad que solo marginalmente había sido afectada por el plan original del proyecto.

De igual manera en Argentina las comunidades indígenas mapuches pidieron que en el plan de trabajo se incluyeran actividades más orientadas al desarrollo, y más adelante se incluyó un modesto vivero de árboles. Si bien este proyecto solo pudo ejecutarse parcialmente debido a las dificultades financieras, pasó a ser un elemento importante en la construcción de colaboración entre las comunidades locales y los administradores del proyecto, y unas reuniones regulares entre los investigadores y los representantes de la comunidad llevaron luego a un diálogo mucho más constructivo.

En conclusión, las colaboraciones de mayor éxito, especialmente las de Argentina y Pontal, tuvieron lugar en contextos en los que las relaciones comenzaron siendo de consulta entre el personal del proyecto y los participantes locales, pero se ampliaron cuando se desarrollaron actividades que tenían beneficios más visibles e inmediatos para las comunidades locales.

2.5 Métodos participativos en un contexto de ordenación adaptativa de los RGS

La participación de la población local debe ser vista como una manera de vincular la investigación biológica académica con la investigación sobre la ordenación de los

recursos locales y las prácticas de uso, así como de facilitar la incorporación de las necesidades y perspectivas de los participantes locales en las actividades mismas de investigación con el objeto de desarrollar mejores políticas y prácticas de ordenación. Se llama 'ordenación adaptativa' a una perspectiva nueva que hace hincapié en el uso de MP en la ordenación de los ecosistemas y en el desarrollo de políticas en un contexto que involucre a la población.

La ordenación adaptativa es un concepto que en los tres últimos decenios han venido desarrollando los ecologistas comprometidos en la ordenación de grandes ecosistemas como cuencas hídricas, lagos o bosques y una serie de recursos naturales como aguas, bosques, pastizales o peces (por ejemplo Holling 1986; 1995; Lee 1993). En esta perspectiva, la ordenación de los recursos naturales y las políticas de conservación se consideran efectivas solo cuando se planifican y ejecutan en el marco de asociaciones. Los vínculos entre política, ordenación y participantes locales ocupan el centro de estas asociaciones (Gunderson et al. 1995; Berkes et al. 1998). Mediante estos vínculos y mecanismos apropiados de retroalimentación, los participantes pueden aprender de las experiencias mutuas.

El papel de la investigación en la ordenación adaptativa es generar y reforzar la retroalimentación y el aprendizaje entre las políticas, la gestión y la población local (Figura 2). La investigación proporciona la capacidad para seguir las prácticas de ordenación, estimar los efectos de las políticas, evaluar el compromiso de los participantes locales, generar información esencial acerca de los procesos ecológicos y sociales y trasladar los nuevos conocimientos a opciones de ordenación nuevas o revisadas. La investigación también permite que las organizaciones de políticas y de ordenación respondan mejor a las variables socioeconómicas y al cambio ecológico (Gunderson et al. 1995; de Boef 2000).

En la sección siguiente se adopta una perspectiva de ordenación adaptativa para analizar aquellas partes del proyecto financiado por BMZ en las cuales la política, la gestión y la población local fueron vinculadas mediante la investigación. Deseábamos particularmente evaluar el grado en que el MP del proyecto financiado por BMZ produjo una participación entre la población local y las organizaciones de investigación, de política y de gestión, y facilitó la construcción de capacidad para compartir el aprendizaje. Consideraremos específicamente las siguientes preguntas:

- ¿Consiguió el proyecto la participación de la población local y de otros usuarios finales previstos?
- ¿Fue la población local considerada como participante clave con su propias contribuciones a la conservación y se le otorgó una legítima consideración en el marco de una perspectiva de ordenación adaptativa?
- ¿De qué manera proporcionó la investigación aportes a los responsables de las políticas, las instituciones de ordenación y la población local?
- ¿Contribuyó la investigación a que los participantes unieran sus fuerzas en acciones y aprendizajes comunes?
- ¿Condujo el proyecto a nuevas iniciativas de los grupos objetivo, o de alguna manera estimuló a los grupos objetivo a querer continuar todas las partes del proyecto?

Lecciones aprendidas en el proyecto financiado por BMZ: una perspectiva de ordenación adaptativa

Tanto si las describimos como comunidades rurales u organizaciones de residentes locales, como en Paraná, Acre y Argentina, o bien como organizaciones civiles locales tales como MST/COCAMP en Pontal o CNS en Acre, en todos los sitios de investigación la población local fue considerada por el proyecto financiado por BMZ como la protagonista clave para la conservación y ordenación de los RGS. No obstante, en términos prácticos su grado de conservación y uso de los RGS variaba en gran medida. Por ejemplo los terrajadores de caucho eran sumamente dependientes de los productos silvícolas, mientras que los habitantes de bosques de Pontal dependían principalmente de la agricultura y la cría de ganado. En consecuencia, en sus esfuerzos para involucrarlos en

el proyecto financiado por BMZ los investigadores se dirigieron de diferentes maneras a la población y a las organizaciones locales. Más abajo describimos las contribuciones locales a la investigación en los cuatro sitios de estudio principales. También evaluamos la amplitud en que las actividades de investigación pudieron vincular la formación de asociaciones con la ordenación y las políticas, y si la investigación ofreció resultados que condujeran a una ordenación adaptativa de los RGS.

Argentina

El proyecto de Argentina (Capítulos 6 y 10) se concentró en la ordenación y utilización de los bosques de araucaria por parte del pueblo mapuche. El examen de análisis de sistemas demostró el papel fundamental de los mapuches en el uso y ordenación de la araucaria. Llegamos a la conclusión de que cualquier recomendación de políticas y ordenación que quisiéramos formular debería aplicarse tanto a las poblaciones silvícolas de araucaria como a la manera en que estas eran ordenadas por las comunidades indígenas. Sin embargo la participación de los mapuches en el proyecto se limitó en gran medida a los talleres de planeamiento y a diversas reuniones locales entre los socios investigadores y los líderes comunitarios. Los relevamientos socioeconómicos realizados entre los mapuches con el empleo de herramientas participativas suministraron valiosas percepciones de su papel en la ordenación de la araucaria, y cuando en las reuniones se debatió este aspecto del uso y ordenación silvícola los miembros de la comunidad mostraron un interés activo, del mismo modo que durante los debates sobre viveros de árboles. Este método de consulta dio por resultado el lanzamiento de un proyecto de desarrollo rural cuyas principales actividades fueron determinadas por los miembros de las dos comunidades mapuches que de esta manera desempeñaron un papel activo en esta fase del ciclo del proyecto, desde la identificación del problema hasta la ejecución del proyecto.

Desde el comienzo el proyecto de Argentina tuvo a los organismos regionales de ordenación y responsables de políticas como participantes clave. Incluso antes de que comenzara el proyecto, los participantes regionales ya se habían organizado como una red informal que comprendía la conservación de la araucaria. Como resultado del proyecto financiado por BMZ el personal de la administración del Parque Nacional Lanín descentralizó funciones administrativas y aumentó la cantidad de personal local asignado a la conservación. La administración del parque y las autoridades provinciales de Neuquén también acordaron coordinar su respectivo trabajo dentro del parque nacional y ocuparse conjuntamente de los problemas ambientales y sociales de la comunidad indígena Aigo (mapuche) que vive en esa zona. Más aún, la comunidad Aigo decidió enviar un representante para trabajar con el equipo de coordinación parque/provincia. De esta manera el proyecto contribuyó a la formación de una red de participantes con socios nacionales y locales comprometidos en la toma de decisiones sobre políticas, ordenación y uso. Durante la ejecución de ese proyecto fue creada una red de ordenación adaptativa (IPGRI 2003).

Paraná (Brasil)

Mientras los proyectos en los demás sitios estudiados se concentraban en las interacciones entre las comunidades locales y las especies y ecosistemas objetivo, el proyecto de Paraná enfocó solamente la ordenación del ecosistema de la araucaria (Capítulo 7). El acontecimiento inicial fue una reunión temprana de consulta organizada por los socios investigadores locales. Representantes de instituciones de investigación y organismos responsables de políticas y ejecución del ámbito estatal y del sector privado (silvícola y agrícola) debatieron problemas vinculados con la conservación y uso de la araucaria. Ni en esta ni en otras reuniones participaron las comunidades locales. Los participantes fueron los responsables de políticas, los organismos de ejecución y el sector silvícola privado, y los representantes de estas organizaciones operaron como una red que incluyó a varios socios investigadores estatales y federales.

Este marco de investigación produjo considerables resultados científicos que se trasladaron a directrices concretas para la conservación y el uso sostenible. También

se hicieron recomendaciones en las áreas de cambio de políticas e investigación de seguimiento. Si bien el proyecto no proveía específicamente mecanismos que fomentaran la adopción de directrices y recomendaciones, consideramos que las asociaciones creadas durante el proyecto eran un buen augurio para la ejecución de algunas recomendaciones cuando el proyecto se concluyera. Por el contrario, si bien se realizaron algunas actividades con las comunidades locales, hubo poco o ningún compromiso de éstas a medida que se desarrollaba el proyecto. Por ello el proyecto de Paraná alcanzó solo parcialmente la condición de ordenación adaptativa de la araucaria. Al haberse concentrado en la conservación, ordenación y uso de la araucaria el proyecto involucraba principalmente a representantes de organismos e industrias.

Pontal (Brasil)

La participación local en el proyecto financiado por BMZ en Pontal tuvo lugar sobre todo a través de la organización COCAMP. Por lo tanto esperábamos un significativo compromiso de la población rural y sus organizaciones comunitarias en la ordenación y conservación de los RGS. Las comunidades de colonos fueron interpeladas desde el comienzo como potenciales actores clave para la conservación y uso de los productos silvícolas. Representantes de estas comunidades y en especial de COCAMP hicieron suyas las nociones de conservación y uso sostenible invocadas por los investigadores y mostraron un interés especial por el método agrosilvícola. A diferencia del pueblo mapuche de la Argentina y los terrajadores de caucho de Acre, los colonos de Pontal no dependían directamente del bosque y de sus productos para la subsistencia.

Debido a su orientación genética y ecológica el proyecto de investigación suministró información científica importante para la conservación de los RGS y destacó la función crítica de la conservación de fragmentos silvícolas en las zonas habitadas por los colonos. Sin embargo, la participación de los representantes de la comunidad en la investigación local fue limitada, aunque hubo alguna a través de contratos o de participación pasiva. La intervención de participantes locales ajenos a COCAMP fue de consulta en las reuniones de planeamiento en la fase inicial, y se volvió más pasiva en los talleres de planeamiento y síntesis.

Una consecuencia de este método fue que los colonos y sus organizaciones locales manifestaron solo una modesta apropiación de los resultados del proyecto. Los productos tangibles y constructivos para las comunidades locales fueron limitados, y es discutible si el proyecto contribuyó a mejorar la ordenación local de los RGS. Sin embargo si bien la aplicación de directivas de conservación y la participación en las actividades de investigación fueron limitadas, las actividades agrosilvícolas experimentales involucraron a mucha población local en forma participativa. Por eso tanto COCAMP como otros miembros de la comunidad manifestaron mucho más interés por el uso sostenible de los RGS. Esto condujo más adelante al desarrollo de nuevas y numerosas iniciativas y propuestas de proyectos para fomentar el cultivo y uso de plantas medicinales y el desarrollo de sistemas silvopastorales. COCAMP tomó el liderazgo de una de esas iniciativas con la contribución de ESALQ y numerosos organismos de elaboración y ejecución de políticas.

Por lo tanto, si bien la participación de las comunidades rurales en las actividades mismas de investigación fue limitada, la introducción de un componente de proyecto que correspondía a las necesidades e intereses locales contribuyó a una mayor aceptación del proyecto y, esperamos, de sus resultados. Gracias al clima político positivo desarrollado entre los actores clave de la región y en especial de COCAMP, de las autoridades estatales del parque y del organismo estatal de ordenación de la tierra, el proyecto ayudó a crear una actitud más comprometida de los participantes locales hacia los temas de conservación y uso sostenible. El proyecto contribuyó así a crear y modelar las asociaciones locales para la toma de decisiones y la acción, y al hacerlo impulsó fuertemente a Pontal en pos de una más eficaz ordenación adaptativa del parque y de los fragmentos silvícolas de sus inmediaciones.

Acre (Brasil)

En el sitio de estudio de Acre el proyecto trabajó con dos comunidades – los terrajadores de caucho y los colonos agrícolas – y sus respectivos tipos de uso de la tierra. Los vínculos entre los RGS y los terrajadores de caucho fueron más evidentes en Acre que en cualquier otro de los sitios del proyecto porque sus ingresos dependían en gran medida de los productos silvícolas (como el caucho y las nueces de Pará). Los vínculos entre los colonos agrícolas y el bosque eran similares a los de los colonos de Pontal donde, fuera de la fase inicial de la colonia cuando el bosque proveía caza y materiales de construcción, los usos directos fueron pocos. Desde el comienzo el grado de organización de las comunidades de terrajadores de caucho era considerable. Sus líderes comunitarios participaron activamente en los debates del proyecto y contribuyeron a la investigación en el campo, si bien a menudo a través de contratos. La organización de los colonos agrícolas era mucho más débil, tal vez porque las colonias eran recientes. La participación de los colonos se limitó en gran medida a una familia.

Las diferentes estrategias económicas de los terrajadores de caucho y de los colonos recién establecidos fueron los principales temas abordados por la investigación socioeconómica, que se mantuvo concentrada en los diversos efectos de las actividades de subsistencia y generadoras de ingresos en la conservación a largo plazo de los RGS. El método de la investigación socioeconómica era descriptivo más bien que resolutor de problemas. Esta circunstancia y el limitado uso de herramientas participativas en la investigación y en las interacciones contractuales y de consulta entre los investigadores y los miembros de ambas comunidades, dieron lugar a un compromiso más bien pasivo de las dos comunidades en el proyecto. Por esta razón, en los estudios socioeconómicos, genéticos y ecológicos el proyecto solo hizo limitadas contribuciones referidas a los conflictos de uso de los recursos detectados entre los terrajadores de caucho y los colonos.

No se produjo la asociación que esperábamos se desarrollaría entre los participantes comprometidos en la investigación (Universidad Federal de Acre, EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Acre) y la política y ordenación (Organismo Estatal para la Ordenación del Medio Ambiente). Esto se debió principalmente a que la organización externa de investigación (ESALQ) coordinó y realizó la investigación a través de un grupo pequeño de líderes comunitarios y personas interesadas. Esto contribuyó en parte a la exclusión de otras instituciones e impidió la formación de asociaciones con otros participantes importantes. En consecuencia, las buenas posibilidades que pensábamos tener en Acre para formar asociaciones y obtener la ordenación adaptativa de los RGS no se concretaron. Al considerar que la ordenación silvícola y el ‘extractivismo’ son preocupaciones políticas clave en el Estado de Acre, tuvimos forzosamente que concluir que el proyecto sólo aportó allí modestas contribuciones.

Al extraer conclusiones del sitio de proyecto de Acre debemos aclarar que muchas de las organizaciones que se unieron al proyecto financiado por BMZ también estaban involucradas en otros proyectos y actividades de conservación y ordenación silvícola en Brasil. El subproyecto financiado por BMZ en Acre era pequeño en comparación con muchos otros proyectos continuos de Brasil que abordan temas similares, y esto puede haber limitado el interés de los responsables locales de elaborar políticas y de las instituciones de investigación respecto de esta iniciativa de investigación. Por esta razón el subproyecto de Acre tuvo menos éxito en desarrollar asociaciones de ordenación de los RGS en un contexto de tipo adaptativo.

3. Consideraciones finales

Fomento de la capacidad de investigación participativa

Hemos visto que se motivó a los investigadores del proyecto para que comprometieran a la población local en sus actividades. Sin embargo supusimos incorrectamente que los investigadores tenían ya la capacidad de lograr la participación de los interesados, incluso

en los casos en que la gente del lugar estuviera interesada en integrarse al proyecto. También llegamos a la conclusión de que el hecho de incluir investigación socioeconómica no garantiza el éxito de un método participativo (MP).

Teniendo en cuenta que uno de los principios guía del proyecto fue el empleo de MP y que la población local fue considerada como participante con su propia contribución importante en pos de la conservación y la ordenación sostenibles, hallamos una llamativa brecha entre el desempeño real de los grupos de investigación sobre RGS y lo que esperábamos fuesen capaces de producir a través del MP. Por ende, uno de los descuidos del diseño del proyecto fue que los investigadores ecológicos, genéticos y socioeconómicos, si bien altamente calificados en sus respectivas disciplinas científicas, debieron haber sido también capacitados para conducir investigaciones participativas, o bien que desde el principio debiera haberse incluido en los equipos de investigación a expertos en métodos participativos. Esta es una lección importante para los donantes y las organizaciones internacionales que apoyen e inicien proyectos como el descrito en este libro. Un proyecto participativo es inadecuado a menos que los investigadores involucrados tengan la capacidad y el apoyo que necesitan para comprometerse en una investigación participativa.

Relaciones de poder y representación

La primera fase del proyecto financiado por BMZ incluyó un amplio esfuerzo para identificar y consultar a los posibles participantes. Sin embargo, muchas de las personas, organizaciones e instituciones identificadas terminaron por desempeñar pequeños – o ninguno – papeles en las fases de ejecución. Esto era ya esperado, puesto que el interés, la capacidad y los recursos (financieros y técnicos) determinarán por lo general quienes van a participar al final. No obstante debemos también reconocer la importancia de las relaciones de poder. Durante las muchas reuniones celebradas en distintos lugares se escuchó una misma queja relacionada con el dinero y las responsabilidades y en especial que ambos no estaban equitativamente distribuidos entre los socios. Un tema claramente planteado fueron las relaciones diferenciales de poder. También a nivel de los sitios de estudio el poder, en términos de investigación y responsabilidad financiera, estaba distribuido de manera desigual. En todos los sitios la supervisión de la investigación y la adjudicación de los recursos estuvieron estrictamente coordinados por el socio nacional líder de la investigación (en Brasil ESALQ en Pontal y Acre y UFP en Paraná; en Argentina, INTA) y esto limitó la capacidad de maniobra de los investigadores subordinados destacados en los sitios, los socios investigadores y los representantes de la comunidad que apoyaban las actividades de investigación. Esta estructura contribuyó poco a promover la apropiación del proyecto por parte de los otros participantes, y promovió un asociacionismo apenas modesto, condiciones ambas que se requieren en cambio para el aprendizaje colectivo y la ordenación adaptativa de los RGS.

Las relaciones de poder también influyeron en quienes podían o querían representar a las comunidades indígenas y de colonos y a las organizaciones profesionales. Vimos que la participación de la población local estuvo por lo general limitada a unos pocos individuos, a menudo a través de organizaciones de sociedades civiles (Pontal, Acre) u organismos comunitarios (Argentina, Paraná). El proyecto no proveyó mecanismos para facilitar o evaluar el flujo de información y consultas entre estos individuos y las comunidades de proveniencia o a las que representaban. Implícitamente consideramos que los individuos que provenían o representaban a las comunidades reflejarían las necesidades y opiniones de dichas comunidades, incluidos los grupos marginales. Ahora creemos que esta suposición no estaba justificada, visto lo que sabemos acerca de la complejidad de la comunidad y de las relaciones comunidad-ambiente. El hecho de que no podamos decir cuáles miembros de la comunidad se benefician de los diversos proyectos acentúa la importancia de seguir y evaluar las relaciones de poder y la interacción entre los miembros de la comunidad y sus representantes. Esto nos hubiera ayudado a evaluar el éxito del MP y por ende a extraer lecciones para proyectos futuros. De igual importancia, nos hubiera permitido aportar oportunamente ajustes al diseño del proyecto y a ejecutarlos en la fase de corrección.

Marcos temporales

Una observación hecha frecuentemente por los coordinadores locales del proyecto era la dificultad de completarlos dentro de los plazos establecidos. El informe de uno de los cuatro talleres regionales finales llevados a cabo en cada sitio de proyecto (ETC et al. 2002) lo decía así: "El período de estos tipos de proyectos de investigación participativa es demasiado corto para alcanzar un compromiso y participación reales de las comunidades. Es necesario que el pueblo pueda entender la importancia de la investigación social y del ambiente natural. Este es un proceso complejo que por lo general dura decenios."

Puesto que el interés inicial del proyecto estuvo en la investigación participativa destinada a obtener información específica ecológica, genética y socioeconómica, el plazo temporal planificado de tres años debería haber sido suficiente. Dado este interés de la investigación y los limitados resultados efectivos que se obtuvieron, no es sorprendente que las contribuciones a la ordenación local de los RGS fuesen cuando mucho parciales. Puesto que la participación local fue por lo general baja, se iniciaron actividades más específicamente diseñadas para las necesidades inmediatas de las comunidades locales. Este cambio de programa demostró ser un paso esencial para ganar apoyo o, en algunos casos, un cambio de actitud hacia el proyecto. En Pontal y en Argentina, el proyecto BMZ ayudó a iniciar actividades comunitarias desarrolladas por participantes locales.

El proyecto completado ahora puede ser visto como la fase de investigación de un compromiso mayor (Figura 1, pág. 246) y puede considerarse que su repercusión se reforzará enormemente si se inicia pronto un programa complementario de desarrollo que aproveche sus logros. Este programa podría hacer mucho más posible que el proyecto BMZ condujera a cambios duraderos en la ordenación y utilización de los RGS en los sitios respectivos de investigación. Esta suposición subraya la importancia de la investigación participativa en la planificación y los programas de desarrollo que también se abocan a las metas de mediano y largo plazo vinculadas con los primeros pasos esenciales de recoger y analizar la información mediante la investigación. Sin embargo esta conclusión no debe llevarnos a subestimar los proyectos con plazos y metas limitados pues, como vimos, si están bien concebidos pueden también desempeñar papeles importantes para ganar la confianza y el apoyo de la población local.

Formación de asociaciones

Los límites de los sitios de estudio del proyecto financiado por BMZ se definieron aplicando criterios geográficos, biológicos, políticos y socioeconómicos. Durante las reuniones de consulta se identificaron los sitios, las especies y los socios de investigación y desarrollo, y por lo tanto en cierto modo fueron 'construidos' en ese momento. Hasta cierto punto estos sitios han conducido ahora a la formación de ulteriores asociaciones para la ordenación de sus RGS. Una toma de conciencia compartida de que la conservación y el uso sostenible son propiedades emergentes e importantes de estos sitios ha comenzado ahora a enlazar a algunos participantes con los socios de otros proyectos.

Puesto que operaba en una serie de sitios y de establecimientos y adoptó numerosas estrategias para lograr la participación, el proyecto financiado por BMZ contribuyó a la formación de asociaciones entre los investigadores y las organizaciones rurales con el objetivo común de mejorar la ordenación de los RGS y las políticas relacionadas con los mismos. En este contexto se necesitará más guía y capacitación de los científicos biológicos acerca de la investigación participativa y el diseño del desarrollo a fin de crear o modelar asociaciones futuras para el uso y ordenación sostenibles de los RGS que involucren a la población rural. Solo cuando los resultados del desarrollo se vinculen con una mejora de los medios de vida rurales se conseguirá un progreso verdadero que vaya más allá de la investigación genética, ecológica y socioeconómica.

Referencias

Almekinders, C. and W. de Boef (eds.). 2000. Encouraging diversity. The conservation and development of plant genetic resources. Intermediate Technology Publications,

- London, UK.
- Ashby, J. 2003. Uniting science and participation in the process of innovation – research for development. Pp. 1-15 in *Managing Natural Resources for Sustainable Livelihoods: Uniting Science and Participation* (B. Pound, S. Snapp, C. McDougall and A. Braun, eds.). International Development Research Centre (IDRC) and Earthscan Books, London, UK.
- Barrance, A.J. 1996. Social impact considerations in protected area planning. MSc Thesis, University of Wales, Aberystwyth, UK.
- Berkes, F., C. Folke and J. Colding (eds.). 1998. *Linking Social and Ecological Systems. Management Practices and Social Mechanisms*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Braidwood, R.J. 1967. *Prehistoric Men*. Scott, Foresman and Co, Glenview, USA.
- Brown, K. 1998. The political ecology of biodiversity, conservation and development in Nepal's Terai: Confused meanings, means and ends. *Ecol. Econ.* 24:73-87.
- Buchy, M., H. Ross and W. Proctor. 2000. Enhancing the information base on participatory approaches in Australian natural resource management. Commissioned research under Land and Water Australia's Social and Institutional Research Programme. http://www.lwa.gov.au/downloads/final_reports/ANU21.pdf
- Cramb, R.A., J.N.M. Garcia, R.V. Gerrits and G.C. Saguiguit. 2000. Conservation farming projects in the Philippine uplands: rhetoric and reality. *World Dev.* 28(5):911-927.
- Davis, G. 1996. Consultation, Public Participation and the Integration of Multiple Interests into Policy Making. Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), Paris, France.
- de Boef, W.S. 2000. Tales of the unpredictable. Learning about institutional frameworks that support farmer management of agro-biodiversity. PhD thesis. Wageningen University. Wageningen, The Netherlands.
- Earth Summit. 2002. <http://www.earthsummit2002.org/ic/>
- Enters, T. 2000. Rethinking stakeholder involvement in biodiversity conservation projects. Pp. 263-273 in *Forest Conservation Genetics: Principles and Practice* (Y.D. Boshier and T. Boyle, eds.). CSIRO publishing, Collingwood, Australia and CAB International, Wallingford, UK.
- ETC, ESALQ and IPGRI (ETC, Escola Superior Agricultura Luiz de Querioz and the International Plant Genetic Resources Institute). 2002. Relatório da Reunião de Trabalho 25-26 de julho de 2002, Rio Branco-AC, Brasil. Projeto Acre. Conservação, Manejo e Uso Sustentável de Recursos Genéticos Florestais com Referência ao Brasil e Argentina. ETC The Netherlands, ESALQ Piracicaba, Brazil, IPGRI Rome, Italy.
- ETC, INTA and IPGRI (ETC, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria and the International Plant Genetic Resources Institute). 2002. Informe del Taller 29 y 30 de Julio del 2002 San Carlos de Bariloche, Argentina. Proyecto Pehuén. Conservación, Manejo y Uso Sustentable de los Recursos Genéticos de la *Araucaria araucana* en Argentina. Comunidades de Aucapán y Chiuquihuin. ETC Leusden, INTA San Carlos de Bariloche, IPGRI Rome, Italy.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1996. Report on the state of the world's plant genetic resources for food and agriculture. Prepared for the International Technical Conference on Plant Genetic Resources Leipzig, Germany, 17-23 June 1996. Rome, Italy.
- Friis-Hansen, E. and B. Sthapit (eds.). 2000. Participatory approaches to the conservation and use of plant genetic resources. International Plant Genetic Resources Institute (IPGRI), Rome, Italy.
- Ghimire, K.B. and M.P. Pimbert (eds.). 1997. Social change and conservation. Environmental politics and impacts of national parks and protected areas. Earthscan Publications, London, UK.
- Guha, R. 1997. The authoritarian biologist and the arrogance of anti-humanism: wildlife conservation in the third world. *The Ecologist* 27(1):14-20.
- Gunderson, L.H., C.S. Holling and S.S. Light (eds.). 1995. *Barriers and Bridges to Renewal of Ecosystems and Institutions*. Columbia University Press, New York, USA.

- Halwart, M. and G. Haylor. 2001. Participatory approaches for aquatic resources management and development. Thoughts and lessons collected by DFID (Department for International Development) and FAO during 2000. *In Utilizing Different Aquatic Resources for Livelihoods in Asia: A Resource Book*. International Institute of Rural Reconstruction (IIRC), International Development Research Centre (IDRC), Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Network of Aquaculture Centers in Asia-Pacific (NACA), and International Center for Living Aquatic Resources Management (ICLARM). Ottawa, Canada, Rome, Italy, and Manila, Philippines.
- Holling, C.S. 1986. Resilience of ecosystems, local surprise and global change. Pp. 292-317 *in Sustainable development of the biosphere* (W.C. Clark and R.E. Munn, eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Holling, C.S. 1995. What barriers? What bridges? Pp. 3-34 *in Barriers and Bridges to Renewal of Ecosystems and Institutions* (L.H. Gunderson, C.S. Holling and S.S. Light, eds.). Columbia University Press, New York, USA.
- IPGRI. 2003. Report of the final synthesis workshop of the project, Conservation, Management and Sustainable Use of Forest Genetic Resources with Reference to Brazil and Argentina, held in San Carlos de Bariloche, Argentina. International Plant Genetic Resources Institute (IPGRI), Rome, Italy.
- IPAP (International Programme Advisory Panel). 1997. IPAP discussion paper on community participation. International Planned Parenthood Federation (IPPF). <http://www.ippf.org/ipap/compap>.
- Jiggins J. and H. de Zeeuw. 1992. Participatory development in practice: Process and methods. *In Farming for the Future. An Introduction to LEISA* (C. Reijntjes, B. Haverkort and A. Waters-Bayer, eds.). Macmillan, London, UK.
- Leach, M., R. Mearns and I. Scoones. 1997. Community-based sustainable development: consensus or conflict? *Institute of Development Studies (IDS) Bulletin*, 28:1-3.
- Lee, K.N. 1993. *Compass and gyroscope. Integrating science and politics for the environment*. Island Press, Washington, DC, USA.
- Martin, A. and J. Sherington. 1997. Participatory research methods – Implementation, effectiveness and institutional context. *Agric. Sys.* 55(2):195-216.
- Merrill-Sands, D. 1986. The technology applications gap overcoming constraints to small farmer development. FAO Research and Technology Paper no. 1. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy.
- Oltheten, T.M.P. 1995. Participatory approaches to planning for community forestry. Results and lessons from case studies conducted in Asia, Africa and Latin America. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy.
- Pretty, J.N. 1994. Alternative systems of inquiry for a sustainable agriculture. *Institute of Development Studies (IDS) Bulletin*, 25(2).
- Pretty, J.N. 1995. *Regenerating Agriculture. Policies and Practice for Sustainability and Self-reliance*. Earthscan Publications, London, UK.
- Reij, C. and A. Waters-Bayer. 2001. Farmer innovation in Africa: a source of inspiration for agricultural development. Earthscan Publications, London, UK.
- Reijntjes, C., B. Haverkort and A. Waters-Bayer. 1992. *Farming for the future. An introduction to LEISA*. Macmillan, London, UK.
- Röling, N.G. and M.A.E. Wagemakers. 1998. *Facilitating Sustainable Agriculture. Participatory Learning and Adaptive Management in Times of Environmental Uncertainty*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Shannon, M.A. 2002. The use of participatory approaches, methods and techniques in the elaboration of integrated management plans. State University of New York School of Law, New York. <http://www.bova-university.org/html/edu/msccourses/forestry/Shannon%202002b.doc>
- Systemwide Program on Participatory Research and Gender Analysis. 1997. A global programme on participatory research and gender analysis for technology development and organizational innovation. AgREN Network Paper no 72. Overseas Development Institute, Agricultural Research and Extension Network (AgREN), London, UK.
- van Veldhuijzen, L., A. Waters-Bayer and H. de Zeeuw. 1997. *Developing technology with*

farmers. A trainer's guide for participatory learning. ZED Books, London, UK.

Waisbord, S. 2001. Family tree of theories, methodologies and strategies in development communication. Convergences and differences. Prepared for the Rockefeller Foundation. <http://www.comminit.com/pdf/familytree.pdf>

Capítulo 13

Implicaciones prácticas de los resultados obtenidos en los estudios de genética silvícola

R. Vinceti¹, P. van Breugel² y W. Amaral¹

¹ Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos (IPGRI), Roma, Italia

² Consultor, Nairobi, Kenya (ex Experto Asociado de IPGRI, Piracicaba, Brasil)

1. Introducción

Trasladar los resultados de la investigación genética silvícola a la práctica es una necesidad fundamental para el éxito de la conservación, si bien plantea muchos desafíos. Estos desafíos tienen que ver con temas tales como extender los resultados de investigaciones hechas en una escala geográfica limitada a especies y colonias diferentes de las estudiadas, y detectar o crear el ambiente sociopolítico que favorezca la adopción de las soluciones propuestas.

En este capítulo figuran las implicaciones prácticas de los estudios genéticos silvícolas. Presentamos una colección de preguntas frecuentes acerca de la ordenación formuladas por diferentes grupos de usuarios del bosque a quienes los estudios de genética silvícola pueden ofrecer respuestas. La mayor parte de los ejemplos que se presentan provienen de estudios de caso emprendidos por el Instituto Internacional de Recursos Fitogenéticos (IPGRI) en colaboración con otros institutos o centros de investigación de los países en desarrollo. Algunos de estos ejemplos destacan las dificultades que se enfrentan cuando se trata de unir los hallazgos de la investigación con las decisiones políticas y las actividades prácticas.

2. Cómo pueden trasladarse los resultados a la práctica

La preocupación por los bosques ha impulsado el diseño y ejecución de numerosas iniciativas para promover la conservación de los recursos genéticos silvícolas (RGS) del mundo. Pero para lograr esta meta hay que comprender y abocarse a muchas consideraciones prácticas como la necesidad de comprometer a los grupos locales en la conservación y uso sostenible de las especies que son al mismo tiempo recursos locales, regionales y mundiales; la necesidad de que los administradores reconozcan cuándo y bajo qué circunstancias están amenazadas las especies y poblaciones, y la necesidad de identificar soluciones adecuadas que sean a la vez fáciles de ejecutar y efectivas en cuanto a costos.

Hay muchos (otros) factores sociales, políticos y económicos como el crecimiento de la población, la distribución no equitativa de las tierras y el bienestar y/o las políticas gubernamentales, que pueden plantear conflictos incluso mayores que los derivados de deficiencias técnicas o biológicas (Ledig 1986) a la ejecución de estrategias de conservación de los recursos genéticos, pero este capítulo no se refiere a los mismos.

Aquí presentamos cuestiones de investigación biológica asociadas con las diversas estrategias de conservación (*in situ* y *ex situ*) y el uso de los RGS que reflejan la visión de muchos tipos de usuarios de los recursos silvícolas: individuos o grupos dentro de las comunidades locales, administradores de bosques, compañías madereras, responsables de políticas, organismos de conservación u organizaciones no gubernamentales (ONG)

y otros tipos de organizaciones interesadas en la conservación y el uso de los recursos silvícolas.

Conservación - in situ

- *¿Qué posibilidad hay de que especies de importancia económica prioritaria se adapten al cambio climático?* La pérdida de variación de las características adaptativas reducirá por lo general el margen en que las especies pueden evolucionar para responder a los cambios del ambiente, aumentando en consecuencia su riesgo de extinción. Los estudios genéticos silvícolas contribuyen a comprender los mecanismos de adaptación de las especies arbóreas y apoyan formas 'activas' de ordenación de los genes, preparándose para responder a los rápidos cambios ambientales y climáticos.
- *¿Qué especies son más sensibles a las amenazas?* La vulnerabilidad de las especies depende de sus características biológicas y de las presiones de selección a que están expuestas. La diversidad genética es de particular relevancia para la evolución a largo plazo de las especies. Los mapas o índices de vulnerabilidad a la erosión genética son herramientas útiles para ayudar a identificar aquellas especies que requieren medidas prioritarias de conservación.
- *¿Debemos establecer zonas de conservación in situ para ecosistemas más o menos intactos que albergan especies prioritarias? ¿Cuál es su tamaño óptimo?* Estas preguntas, que son particularmente importantes para los responsables de políticas y las organizaciones de conservación de los recursos naturales, pueden ser en parte respondidas emprendiendo un conjunto de actividades de investigación tendientes a definir las ubicaciones y tamaños mínimos de las zonas que se conservarán.
- *Cuando los ecosistemas naturales han sido gravemente fragmentados, ¿qué tamaño y forma deben tener los fragmentos a fin de mantener una mínima diversidad adecuada de las especies objetivo, y cuál es el grado de conectividad ecológica que permitirá un flujo de genes adecuado?* Las especies responden de diferente manera a la fragmentación del bosque y al aislamiento, con arreglo a sus características ecológicas y reproductivas y a sus interacciones con los polinizadores y dispersadores de semillas, que también son afectados por la fragmentación. Los estudios genéticos pueden determinar el nivel de erosión genética que resulta directa o indirectamente de un flujo de genes reducido. También son útiles para evaluar la eficacia genética (flujo de genes) de los corredores silvícolas.

Conservación - ex situ

- *¿Cuáles proveniencias se necesitan para recuperar las especies arbóreas objetivo?* La traslocación de organismos durante la restauración de ecosistemas nativos ha generado una miríada de cuestiones acerca de protocolos de muestreo e hibridación infraespecífica entre los genotipos adaptados localmente y los trasplantados. El IPGRI y otros investigadores están actualmente llevando a cabo estudios para determinar tanto la amplitud de la adaptación genética local como los riesgos potenciales que derivan de introducir genotipos externos, incluidos los efectos de fundación, el empantanamiento genético y la depresión exogénica. Además se están empleando marcadores moleculares nuevos para predecir las consecuencias genéticas de la traslocación en una población; combinados, estos marcadores son de gran utilidad para determinar las zonas apropiadas para la transferencia de semillas al planificar la restauración de poblaciones vegetales nativas.
- *¿Dónde, cómo y cuándo debemos recoger material para la conservación ex situ?* En algunos casos la conservación *ex situ* puede ser la única opción para salvaguardar especies prioritarias durante períodos breves, antes de que pueda producirse el aumento o reintroducción en ambientes naturales o que la especie se utilice en programas de plantación. Los profesionales y administradores silvícolas necesitan acceder a fuentes de semillas de origen conocido adecuadamente caracterizadas del punto de vista genético. Además, se deben aplicar protocolos básicos para la

recolección, manipulación, almacenamiento, germinación y acopio de semillas, y donde no existan deberán ser elaborados.

Uso sostenible

- *¿Cuáles son los niveles sostenibles de aprovechamiento de los productos silvícolas madereros y no madereros (PSNM) de las especies objetivo?* La cosecha de rollizos y la extracción de PSNM de los bosques contribuyen a los medios de vida de las comunidades que viven en los bosques. No obstante el uso de los recursos silvícolas afecta la diversidad genética de numerosas especies. Cosechar después de la tala las partes reproductivas de los árboles para destinarlas a alimento o medicinas tendría la más significativa repercusión sobre la diversidad genética, en especial si las cosechas son considerables, amplias y no reglamentadas. La investigación acerca de los procesos genéticos de los árboles de los que se cosechan los PSNM ayudaría a alcanzar un equilibrio entre las necesidades de las poblaciones dependientes del bosque y la integridad genética del recurso.
- *¿Cuán extendida y cuán dañina es la contaminación genética de las especies objetivo?* Durante el último decenio la contaminación genética causada por la dispersión de polen y/o la hibridación se ha convertido en una preocupación mayor de los conservadores y administradores silvícolas. El riesgo de fuga de transgenes provenientes de organismos modificados genéticamente ha concentrado la atención pública en la contaminación genética del caudal nativo de genes con especies exóticas, proveniencias no locales y genotipos modificados genéticamente o altamente seleccionados. Se necesitan más estudios sobre contaminación genética para dar bases científicas a los marcos normativos que controlen el movimiento del material genético dentro y fuera de las fronteras nacionales. En las siguientes secciones se debatirán con más detalle los temas de investigación subrayados más arriba. Empleamos estudios de casos del IPGRI y en particular los resultados de este proyecto financiado por el Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo de Alemania (BMZ) como fondo.

3. Ejemplos de aplicaciones prácticas de estudios genéticos de los RGS

3.1 Conservación - *in situ*

Identificación y conservación de la variación genética adaptativa

En todo el mundo el objetivo general de la conservación de los RGS es mantener la diversidad genética de las miles de especies arbóreas de importancia socioeconómica y ambiental conocida o potencial. Puesto que se supone que el nivel y distribución de la variación genética de cualquier especie está en un proceso de constante cambio natural que resulta de las principales fuerzas de la evolución, la preocupación por la conservación debe ser preservar los procesos evolutivos que promueven y mantienen la diversidad genética, y no solo tratar de conservar la distribución actual de la variación como un fin en sí mismo (Namkoong et al. 1997; Namkoong 2001).

Así, la conservación *in situ* es la estrategia habitual de la mayoría de las especies vegetales silvestres, incluidos los parientes silvestres de cultivos domésticos, puesto que su naturaleza dinámica favorece la evolución continua. Esto no solo permite que las poblaciones de interés sigan expuestas al proceso evolutivo, sino que también implica normalmente que se evite una rápida erosión genética y un fuerte cambio de dirección de la composición genética.

Los genes que afectan a la manifestación de características adaptativas influyen de manera fundamental en la capacidad de los organismos individuales para sobrevivir y reproducirse, y el mantenimiento de la variabilidad de la característica adaptativa del caudal genético de las especies animales y vegetales está convirtiéndose en un objetivo

primario de la conservación de la biodiversidad (Franklin 1980; Gregorius 1991; Eriksson et al. 1993). Esto es particularmente importante por los cambios ambientales y climáticos que actualmente imponen considerables presiones a los mecanismos vegetales de adaptación, sobre todo en las especies arbóreas silvícolas.

Por lo tanto la variabilidad de las características adaptativas ha pasado a ser una prioridad de investigación y conservación en la ordenación de la biodiversidad silvícola (Ennos et al. 1998). No obstante es difícil identificar las porciones de genoma que contienen la variación genética significativa para la adaptabilidad (Smith y Wayne 1996; Lynch et al. 1999). Los administradores silvícolas deben también afrontar los cambios genéticos de las plagas y los patógenos, cambios que pueden intensificarse con el creciente cambio climático (Dale et al. 2001; Scherm 2004). Por lo tanto los genetistas silvícolas deben identificar los mecanismos de control genético de la resistencia, mientras aseguran que en las poblaciones cultivadas se mantiene una adecuada variación genética que suministre esa resistencia.

Por lo general las características adaptativas son cuantitativas, controladas por determinadores multigénicos y su manifestación y variabilidad han sido afectadas por la selección natural a través de las interacciones ambientales (Falconer y Mackay 1996). Sin embargo ni los genetistas ni los administradores silvícolas pueden seguir y ordenar todos los loci relevantes para la conservación por tres razones principales (Sherwin y Moritz 2000): (i) no es probable que un mismo conjunto de loci sea enteramente responsable de las características adaptativas de interés en todas las condiciones; (ii) si bien la asociación entre la diversidad y la idoneidad genética sea a menudo significativa y positiva, la serie de valores del componente mismo de idoneidad es a menudo reducida, de modo que no es probable que un locus particular tenga un efecto identificable sobre la idoneidad y (iii) en experimentos de corto plazo es difícil distinguir entre los efectos de heterocigosidad en loci individuales y la heterocigosidad en loci vinculados en el mismo segmento de cromosoma. Incluso es difícil estimar las características adaptativas de una especie porque se necesita observar los rasgos adaptativos de un gran número de poblaciones en una serie de ambientes. Esto es costoso en términos de dinero y de tiempo, y no es práctico en el caso de muchas especies arbóreas.

Por ende, ¿qué podemos seguir y ordenar en una población individual para conservar su variación genética adaptativa (tanto en un solo locus como en muchos)? Es habitual emplear la variación molecular observada mediante métodos genéticos como un sustituto de la variación adaptativa (Lynch et al. 1999). Otro sustituto utilizado frecuentemente es el mantenimiento de una población de gran tamaño, sobre la base de una correlación generalmente positiva entre el tamaño de la población y la diversidad genética (Frankham 1996). Pero este método se debe usar con precaución dadas las excepciones de correlación mencionados más arriba (Leberg 1993), la dificultad de calcular el tamaño efectivo de la población a partir de censos y datos demográficos (Luikart y England 1999) y los problemas relacionados con la determinación del tamaño efectivo de la población (Franklin 1980; Lande 1995). En relación con la distribución espacial de la diversidad genética intraespecífica, la teoría actual sugiere que por lo menos algunos componentes de la diversidad adaptativa de una especie pueden ser retenidos manteniendo poblaciones viables en toda la serie de ambientes que ocupa, llamadas unidades evolutivamente significativas (UES) y de preferencia dentro de medios naturales conectados y heterogéneos. Lesica y Allendorf (1995) llegaron a la conclusión de que la conservación de poblaciones periféricas es de particular importancia para mantener el potencial evolutivo.

Estudios de avanzada han tratado de comparar la diversidad genética molecular con la variación adaptativa a nivel interno de la especie (Kremer 1994; Lynch 1995). Escasos como son, se dispone de datos sobre las características adaptativas de algunas especies de importancia económica cuyas poblaciones han sido observadas empleando diseños experimentales rigurosos y en muchos ambientes (por ejemplo Pederick 1979; Alia et al. 1997).

Al estudiar la adaptación al cambio climático se han empleado datos climáticos y de distribución espacial de la diversidad biológica a fin de generar modelos para predecir la repercusión del clima sobre la distribución geográfica y la diversidad genética de algunas especies arbóreas silvícolas (Enquist 2002). El estudio de respuestas anteriores de las

especies a las perturbaciones también ayudó a entender los efectos de los cambios ambientales actuales y a diseñar estrategias de conservación (McLachlan y Clark 2004).

Trabajos de este tipo han sido emprendidos por el IPGRI en colaboración con el Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT). La información sobre la distribución espacial de la diversidad genética fue acoplada con modelos climáticos que emplean la herramienta FloraMap de elaboración de modelos basada en el sistema de información geográfica (GIS). Esto permitió a los investigadores predecir desplazamientos en las 18 especies importantes de maní (*Arachis* spp.) cultivadas y silvestres de América del Sur (Hijmans et al. 2001), así como la extinción de distintas poblaciones provocada por pérdidas de hábitat como consecuencia del cambio climático. El escenario descrito por estos autores señalaba un futuro precario para la mayoría de las 18 especies analizadas. Sin embargo se están ejecutando programas para desarrollar estrategias de conservación para muchas especies silvestres de *Arachis* en Bolivia, consideradas el origen de la planta doméstica de *Arachis* (Stalker y Simpson 1995).

Este tipo de herramientas de predicción permiten ahora identificar las poblaciones amenazadas, fragmentadas o marginales de importantes especies arbóreas silvícolas, recolectar en bancos de genes material para preservarlas y, por último, utilizarlas en programas de acrecentamiento o recuperación.

Establecimiento de prioridades para la conservación de especies arbóreas

Dada la situación urgente y los escasos recursos disponibles, los conservacionistas deben elegir dónde concentrar su atención. Además la biodiversidad no está distribuida de manera uniforme y algunos biotas y ecosistemas son más complejos, distintivos o amenazados que otros. Por estas razones, para desarrollar estrategias de conservación eficaces es crucial identificar zonas y/o especies prioritarias y las respectivas actividades de conservación.

Los estudios de las extinciones actuales y del pasado describen con frecuencia las pautas no casuales de pérdidas de especies entre los taxa (Raup 1994; McKinney 1997; Russell et al. 1998; Purvis et al. 2000) mientras que los estudios de poblaciones y especies existentes han identificado factores asociados con la vulnerabilidad a la extinción (Laurance 1991; Gaston 1994; Woodroffe y Ginsberg 1998; Foufopoulos e Ives 1999). Es bien sabido que los principales procesos que conducen a la extinción son el 'cuarteto del mal' (pérdida del hábitat, sobreaprovechamiento, especies introducidas y cadenas de extinción; Diamond 1984). Pero las pruebas estadísticas de diferencias entre las especies en términos de vulnerabilidad a la extinción han demostrado ser difíciles. Los problemas hallados incluyen información incompleta sobre la biología, estado de conservación y filogénesis de las especies, y sobre las interrelaciones entre las posibles variables de predicción (McKinney 1997; Woodroffe y Ginsberg 1998).

La pérdida de hábitat conduce inevitablemente a una reducción del tamaño de la población; desde hace más de 150 años se sabe que las poblaciones animales y vegetales pequeñas enfrentan un mayor riesgo de extinción que las grandes (Darwin 1885). A veces los factores genéticos pueden contribuir al fracaso de la supervivencia de una población pequeña, tanto por la falta de una apropiada diversidad genética como por la acumulación de mutaciones deletéreas que reducen el promedio de los índices de reproducción de las poblaciones (Barret y Kohn 1991; Sherwin y Moritz 2000), si bien la falta de diversidad genética en poblaciones pequeñas es el síntoma de que está en peligro más que la causa (Holsinger y Vitt 1997).

Sin embargo desde los trabajos de Lande (1988) ha habido un repensamiento del papel de los procesos y datos genéticos en la ordenación de especies raras. Por ejemplo, muchos conservacionistas formulan ahora preguntas como '¿cuán oneroso es obtener los datos genéticos?' y '¿cuál es la relación entre la estructura genética de una población y sus procesos demográficos?' En respuesta diremos que la ventaja de un modelo que tiene en cuenta la variación genética es que nos fuerza a ser explícitos acerca de los efectos de la endogamia, la depresión por cruzamiento lejano, la fusión mutacional y una serie

de interacciones plausibles entre los atributos demográficos y la composición genética (Frankham 1995).

Establecer prioridades de conservación de especies sobre la base del nivel de amenaza que enfrentan y su importancia es una operación común que debe preceder a la actividad de conservación, y diferentes organizaciones han adoptado muchos criterios que las ayudan a establecer las prioridades en términos de objetivos, métodos y escalas de intervención (Redford et al. 2003). Para guiar el establecimiento de prioridades en las actividades de conservación se han definido categorías que identifican diferentes niveles de amenazas y vulnerabilidad; se han compilado listas de especies (por ejemplo Unión Mundial de Conservación [IUCN], <http://www.redlist.org>) y se han identificado especies clave (es decir especies que tienen la capacidad de influir de manera significativa en la estabilidad del ecosistema). Además, Henle et al. (2004) condujeron estudios para identificar los predictores de la sensibilidad de especies arbóreas a las amenazas, como la fragmentación, sobre la base de un conjunto de características demográficas, historiales de vida, características de comunidad y biogeográficas. Los predictores también ayudan a entender la predisposición de una especie a la extinción y por ende pueden ayudar a identificar las especies que más necesitan ser conservadas.

El IPGRI ha estado profundamente comprometido en amplias consultas regionales destinadas a identificar especies prioritarias para la conservación de los RGS transfronterizos. En efecto, en la 13ª sesión del Comité de las Naciones Unidas sobre los Bosques (COFO) de la Organización para la Agricultura y la Alimentación (FAO) y la décima y subsiguientes sesiones del Cuadro de Expertos sobre Recursos Genéticos Silvícolas de la FAO, se ha recomendado que la FAO en colaboración con socios como el IPGRI ayuden a los países a convocar talleres regionales y subregionales para apoyar el desarrollo de planes de acción para la conservación y el uso sostenible de los RGS. Uno de los temas destacados de los talleres regionales mantenidos hasta ahora ha sido la necesidad de desarrollar métodos comunes para establecer prioridades, y en especial para las especies que se beneficiarán de la ordenación genética. Se ha recomendado también que se establezcan mecanismos para asegurar que se consideran debidamente las necesidades y aspiraciones de las comunidades locales (Ouédraogo y Boffa 1999; Palmberg-Lerche y Hald 1999). En el Recuadro 1 se presenta un ejemplo del trabajo del IPGRI sobre selección de especies arbóreas prioritarias para la investigación y conservación.

Recuadro 1. Establecimiento de prioridades para la conservación de RGS en África

Los bosques tienen un valor incalculable para el ambiente así como para obtener alimentos, medicinas, energía y para satisfacer otras necesidades humanas. Su preservación es un desafío mundial. En 1998 el IPGRI inició el Programa de Recursos Genéticos Silvícolas del África Sub-Sahariana (SAFORGEN) para asegurar que los RGS de esta parte del mundo reciben la atención de conservación e investigación que necesitan.

Los países comprendidos por SAFORGEN establecen una red de prioridades en términos de especies y actividades; determinan las actividades nacionales y en colaboración, y difunden los resultados de las actividades entre los miembros de la red. Hasta ahora los países miembros han propuesto señalar especies prioritarias en cuatro subredes piloto: especies arbóreas para alimentos; especies arbóreas para madera y fibra, especies arbóreas medicinales y especies arbóreas para forraje. Patrocinados por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y el IPGRI, se han emprendido estudios de campo sobre la diversidad genética y la repercusión de las actividades humanas en dos especies arbóreas forrajeras de Benin, dos especies para alimentos en Kenya y dos especies arbóreas medicinales en Togo. Se han organizado actividades regionales de capacitación sobre conservación y uso sostenible de los RGS en toda la red.

¿Dónde deben establecerse las zonas de conservación genética?

El estado de la biodiversidad silvícola se determina a nivel de la comunidad (como ecosistemas y hábitats) y a varios niveles de sus partes constitutivas (p. ej., poblaciones de especies o genomas). Sin embargo la conservación silvícola a menudo ha sido indirecta y unidimensional, como resultado del establecimiento de parques nacionales, que habitualmente han sido creados para proteger la megafauna, los panoramas espectaculares o los ecosistemas raros, prestando poca atención a la jerarquía de la organización biológica o al dinamismo de los procesos biológicos en el espacio y en el tiempo. Además los criterios para seleccionar las zonas de conservación difieren con arreglo a sus objetivos, y las zonas seleccionadas para conservar ecosistemas, especies o genes pueden no coincidir unas con otras. Mientras aumenta la toma de conciencia de que hay un aspecto genético en la conservación silvícola, el nivel de comprensión de los principios que subyacen a estos temas y las implicaciones genéticas de la conservación y ordenación son limitados.

Algunos expertos ven la investigación genética como un modo de seguir el 'contenido de información' de la biodiversidad (Crozier 1997). La tesis de Crozier es que la preservación de las especies arbóreas sobre una base utilitaria, como opuesta a una base moral o estética, depende del contenido de su información, más concretamente de la identificación de genes que pueden tener importancia para la gente. La genética puede ser utilizada para evaluar este 'contenido de información' de la especie arborea y por ende, por extensión, puede también ayudar a identificar la ubicación de los puntos álgidos de la biodiversidad. Una base objetiva para comparar el contenido de la información de conjuntos de taxa reside en distintas medidas que evalúen su 'diversidad filogenética'. Petit et al. (1997) notaron sin embargo que las prioridades de conservación deben considerar la unicidad tanto como la diversidad. Estos autores sugieren que una medición de la 'riqueza de alelos' analizada con técnicas de rarefacción proporciona una evaluación no desviada de la diversidad y unicidad en diferentes tamaños de muestras y de taxa arbóreas.

Otra de las aplicaciones de la genética a la selección de ubicaciones para establecer reservas consiste en delinear zonas biogeográficas que sean centros de endemismo. Estudios sobre la filogenia y las estructuras genéticas de la población de algunos géneros y familias bien escogidos pueden proporcionar pautas de diferenciación cuyos datos se extrapolan para proteger a otras especies. Por eso ya se han realizado tentativas de maximizar la captura de diversidad filogenética en la selección de zonas de conservación (Rodrigues y Gaston 2002) y para determinar si la diversidad genética y/o la riqueza taxonómica pueden ser sustituidas por la diversidad filogenética (Polansky et al. 2001). Si bien hay una relación positiva entre la filogenética y la diversidad genética, estos estudios muestran que usando solo la riqueza taxonómica como criterio para la selección de reservas, ésta puede desviarse hacia sitios que tienen muchas especies íntimamente relacionadas, mientras que la selección basada en la diversidad filogenética tenderá a seleccionar sitios con taxa monofilética. Por desgracia los datos sobre las relaciones filogenéticas entre las especies arbóreas pueden ser escasos y/o incompletos, y esto puede impedir que este método encuentre amplia aplicación en la planificación de reservas (Polansky et al. 2001).

En el Recuadro 2 (pág. 270) se presentan los estudios filogenéticos del IPGRI en colaboración con el Instituto Smithsonian de Investigación Tropical sobre especies arbóreas silvícolas neotropicales.

Los análisis de la distribución espacial de la diversidad genética silvícola son importantes para las decisiones sobre la ubicación de la conservación *in situ*, puesto que la meta última de la conservación silvícola *in situ* es mantener una amplia diversidad genética de modo que las especies arbóreas retengan la capacidad de adaptarse al cambio ambiental. Esto significa que los métodos dinámicos de conservación de la diversidad genética son por lo general mucho más útiles a este respecto que los que se concentran en la conservación estática de genotipos individuales. Por lo tanto para que un programa de conservación de genes *in situ* tenga éxito debe llenar tres requisitos básicos

Recuadro 2. Estudios filogenéticos de una especie arbórea silvícola neotropical

La historia biogeográfica contribuye a las pautas de la diversidad de especies arbóreas en los ecosistemas silvícolas, influyendo en las diferencias regionales de especiación, extinción e inmigración (Ricklefs y Schluter 1993). Las contribuciones históricas pueden ser evaluadas con métodos paleontológicos o filogenéticos. Este segundo método fue adoptado por los investigadores del Instituto Smithsonian de Investigación Tropical para relevar la diferenciación en un árbol tropical de amplia difusión, *Symphonia globulifera* L. f. (Clusiaceae), en el período terciario (Dick et al. 2003). A fin de iniciar el análisis histórico de un árbol tropical tan extendido, se secuenció la región transcrita del espaciador ribosomal nuclear interno (ITS, sigla en inglés) en poblaciones de esa especie ubicados en los neotrópicos y en África Occidental. El desarrollo y aplicación de un reloj molecular ITS permitió a los investigadores evaluar también el momento en el cual divergieron las poblaciones. Estos hallazgos apoyaron la evidencia ya obtenida de datos paleontológicos que indicaban tres episodios de dispersión marina de esta especie que condujeron a la colonización en Mesoamérica, la cuenca del Amazonas y las Indias Occidentales. Se encontró una fuerte estructura filogeográfica entre las poblaciones trasandinas de *S. globulifera*, mientras que la variación nucleótida ITS no aparecía en la cuenca del Amazonas, lo que sugería marcadas diferencias regionales en la historia demográfica de esta especie silvícola del bosque húmedo.

(Koski et al. 1997): (i) la regeneración de las poblaciones arbóreas objetivo debe ser asegurada por la nueva generación que resulte predominantemente del cruzamiento entre las poblaciones conservadas; (ii) el número de genotipos de las poblaciones conservadas debe ser suficientemente amplio como para incluir la mayoría de los alelos comunes y (iii) los rodales de conservación deben estar distribuidos de tal manera que cubran la variación genética espacial presente en la especie. En cada sitio donde se encuentra una especie se deben considerar los factores genéticos, demográficos y ecológicos para elaborar la estrategia de conservación *in situ* más apropiada.

Para evaluar los niveles de diversidad genética de las especies arbóreas se están empleando cada vez más la genética molecular y otras herramientas biotecnológicas (Boshier 2000) y esto tiene implicaciones para determinar las ubicaciones de conservación silvícola.

Un ejemplo de investigación emprendida para identificar las zonas más adecuadas para la conservación silvícola *in situ* en Europa es el marco de trabajo del Programa Europeo de Recursos Genéticos Silvícolas, EUFORGEN (<http://www.euforgen.org>). Es un mecanismo de colaboración entre países europeos para promover la conservación y uso sostenible de los RGS coordinado por el IPGRI en colaboración técnica con la FAO. La Figura 1 (pág. 271) presenta un diagrama de procedimiento con el examen general de las condiciones para seleccionar la estrategia de conservación *in situ* más apropiada para el álamo negro europeo (*Populus nigra*). El examen se basa en el trabajo llevado a cabo por la Red Europea de *Populus nigra*.

Evaluación de la repercusión de la fragmentación silvícola en la diversidad infraespecífica de especies arbóreas importantes

En la mayoría de los países tropicales la fragmentación silvícola derivada de la conversión de los bosques a otro tipo de uso de la tierra es una realidad en aumento y en la actualidad es un tema crítico de la investigación genética silvícola. Desde hace tiempo se sabe que la variación genética de la mayoría de las especies arbóreas tropicales es alta y que dicha variación es mayor dentro de las poblaciones que entre ellas, lo que indica un amplio flujo de genes dentro de la especie (Hamrick y Loveless 1989). Hoy día es

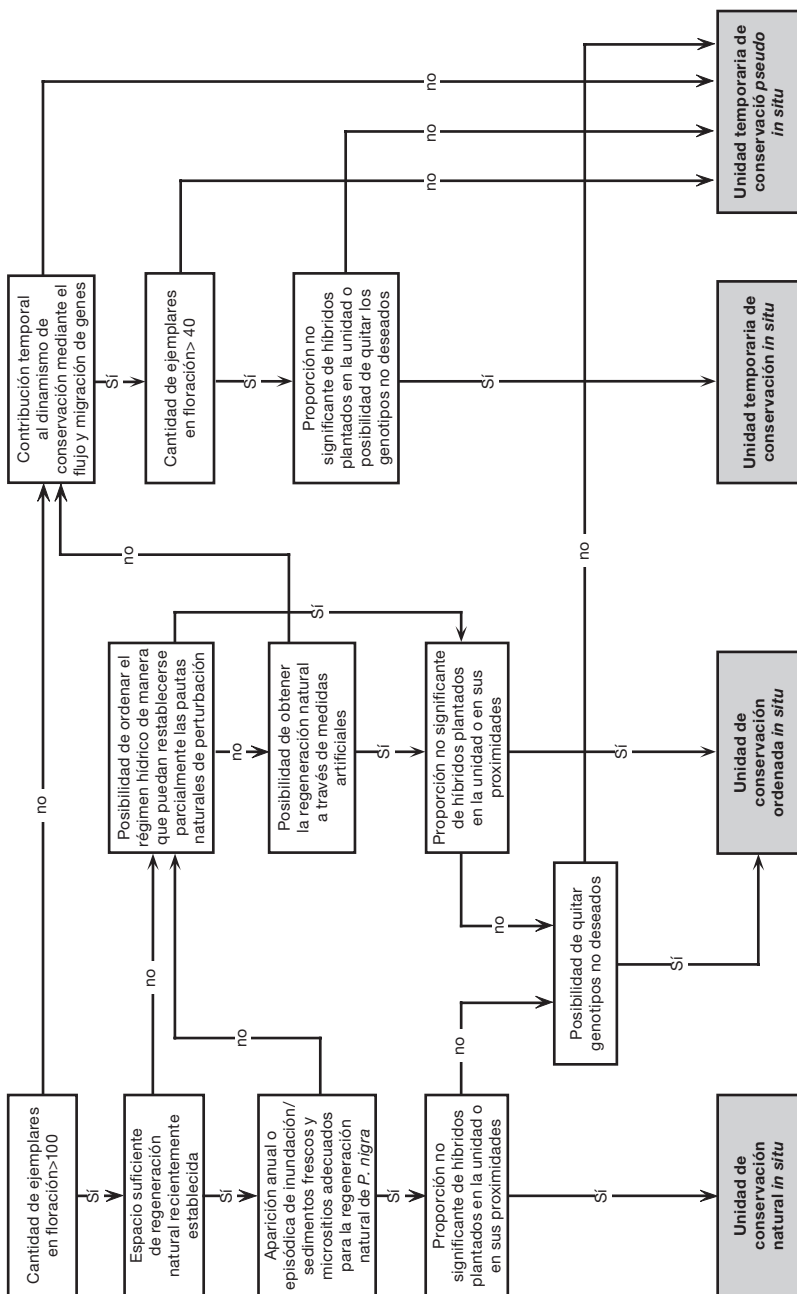


Figura 1. Diagrama del proceso de toma de decisiones para seleccionar las estrategias más adecuadas de conservación *in situ* de *Populus nigra* (de Lefèvre et al. 2001).

una preocupación general de los administradores e investigadores silvícolas el hecho de que la fragmentación silvícola está produciendo un flujo reducido de genes y una mayor deriva genética en las especies arbóreas silvícolas, lo que potencialmente provoca una pérdida permanente de diversidad genética (Gilpin y Soulé 1986). Sin embargo también se verificó que la fragmentación provoca mayores niveles de flujo de genes entre algunas poblaciones fragmentadas y, por lo tanto, mantiene o incluso aumenta la diversidad genética dentro de estas poblaciones (Hamrick 1992; Young et al. 1996). Por ende se necesita más investigación genética sobre las respuestas de diferentes grupos de especies arbóreas silvícolas a la fragmentación y el aislamiento para poder obtener generalizaciones significativas que permitan elaborar directrices de conservación.

También se sabe que la fragmentación del hábitat puede afectar indirectamente la diversidad genética silvícola al fracturar mecanismos mutuos como la polinización y la dispersión (Levin y Kerster 1974; Aizen y Feinsinger 1994). Esto puede llevar al aislamiento genético de las poblaciones y también a una reducción del tamaño y la diversidad genética de las poblaciones (Young et al. 1996) añadiendo así a los efectos directos de la pérdida de hábitat, efectos genéticos negativos menos obvios. Para formular estrategias de ordenación silvícola a fin de conservar las especies arbóreas es necesario comprender las consecuencias de la fragmentación en el nivel y distribución espacial de la diversidad genética y en la amplitud de la conectividad entre rodales para el flujo de genes.

Nuestra comprensión de la repercusión de las actividades humanas en los sistemas de cruzamiento, flujo de genes y diversidad genética depende también del continuo descubrimiento y desarrollo de marcadores genéticos que permitan a los investigadores evaluar el flujo de genes y el tamaño efectivo de la población arbórea. El desarrollo de marcadores microsatelitales altamente variables y un mayor reconocimiento de su importancia para determinar las consecuencias genéticas de la fragmentación han inducido más investigaciones en este campo (Chase et al. 1996; Dawson et al. 1997; Aldrich y Hamrick 1998; Nason et al. 1998; Dayanandan et al. 1999).

La investigación del IPGRI en colaboración con las universidades de Costa Rica y de Massachusetts (Estados Unidos de América) se ha abocado a estos temas incluyendo la caracterización de nuevos marcadores genéticos para los árboles y la repercusión de la fragmentación silvícola sobre la reproducción y el flujo de genes en las especies de los bosques tropicales secos empleadas para el aprovechamiento silvícola en Costa Rica (Recuadro 3, pág. opuesta).

3.2 Conservación – ex situ

Muestreo de la distribución de la diversidad genética silvícola para la conservación ex situ

La destrucción del hábitat silvícola está teniendo lugar en proporciones alarmantes en todo el planeta. Se conocen poco las pautas de las amenazas y la erosión genética a nivel de ecosistemas, especies e infraespecíficos, pero con toda probabilidad la supervivencia de miles de especies arbóreas dependerá en última instancia de su conservación fuera de las zonas naturales, por ejemplo en bosques ordenados, medios naturales agrícolas, jardines botánicos y arboretos y en bancos de semillas o bancos genéticos de campo. En nuestros conocimientos existen grandes lagunas acerca de la distribución de la variación genética de los árboles silvícolas. Con la colección y almacenamiento de semillas estándar mediante técnicas de temperatura y humedad reducidas, conservación criogénica de tejidos y semillas recalcitrantes y el cultivo de tejidos a temperatura controlada, la conservación *ex situ* ha probado ser un complemento flexible de la conservación *in situ*. Es también un medio eficaz para capturar los alelos raros que son el componente más vulnerable de la diversidad.

A fin de que la conservación *ex situ* tenga unos niveles mínimos adecuados de diversidad genética de los árboles se necesitan estrategias de muestreo cuidadosamente concebidas. Por lo tanto antes de implementar estrategias de conservación *ex situ* se deben seleccionar los recursos genéticos sobre la base del conocimiento de las pautas

Recuadro 3. Repercusión de la fragmentación en los RGS de los bosques de Costa Rica

La repercusión de la fragmentación en la biología reproductiva de *Enterolobium cyclocarpum* en el Parque Nacional Guanacaste de Costa Rica fue tema de un proyecto de investigación coordinado por el IPGRI. El estudio comparó las características reproductivas de árboles *E. cyclocarpum* que crecen en bosques continuos y en pastizales. Los investigadores hipotizaron que una reducción del hábitat continuo iría acompañada de menores índices de visitas de los polinizadores a las flores y esto verosímilmente haría declinar la polinización, el conjunto de frutos obtenidos y la producción de semillas por fruto. Sin embargo, se determinó que en los bosques fragmentados la cantidad de flores con polen en el estigma y la cantidad de granos de polen depositados era similar a la de los bosques continuos. No obstante en los bosques fragmentados solo una limitada fracción de árboles con flores polinizadas producían después frutos maduros. Esto sugería que además de la polinización otros factores provocan una menor maduración de frutos. Puesto que las plantas pueden regular la calidad de su progenie, los investigadores hipotizaron que la competencia entre los frutos en desarrollo y/o las interacciones genotípicas entre los progenitores paterno y materno fueron responsables del diferencial de semillas malogradas. Como el vigor procreativo de los brinzales de árboles en los pastizales fue significativamente menor que el de los brinzales de bosques continuos, se supuso que la fragmentación del hábitat fracturaba los mecanismos que regulan el vigor y la calidad procreativa, o que el vigor y calidad procreativos eran afectados por la endogamia. Pero la investigación reveló también que la fragmentación no afectó los índices de cruzamiento lejano.

Además el estudio demostró cuán importantes son los árboles aislados en panoramas fragmentados para el movimiento de los polinizadores y para el flujo de genes mientras, por otro lado, también mostró que las semillas de fuentes fragmentadas son inferiores a las de los bosques continuos para el establecimiento de plantaciones comerciales (Rocha y Aguilar 2001).

En el Parque Nacional Guanacaste se emprendió otro estudio para identificar y caracterizar loci de repetición de secuencia simple (SSR) de *Carapa guianensis* que podían emplearse luego para detectar polimorfismos en las especies vinculadas. Empleando estos marcadores, el estudio probó los efectos de la fragmentación en el flujo de genes y la diferenciación genética dentro de las poblaciones silvícolas fragmentadas y continuas, comparando los individuos de cohortes adultas antes de la fragmentación con individuos de cohortes de brinzales después de la fragmentación. Las distancias genéticas entre los adultos y los brinzales fueron mayores en las poblaciones de bosques fragmentados que en las de los bosques continuos. En el caso de los sitios sujetos a pastoreo de ganado y aprovechamiento silvícola selectivo, la riqueza promedio de alelos de las cohortes de brinzales fue más baja que la de la población adulta, mientras que se verificó lo opuesto en el caso de las poblaciones silvícolas continuas sin pastoreo ni aprovechamiento silvícola selectivo. Más aún, la mayor distancia genética entre todas las cohortes comparadas con las cohortes adultas fue atribuible sobre todo a los árboles jóvenes y, más específicamente, a la diferenciación sustancial que existe entre las plantas juveniles de las poblaciones fragmentadas y las de las poblaciones continuas. El proyecto indicó que por lo general la fragmentación disminuye el flujo de genes y aumenta la diferenciación de alelos entre las poblaciones.

La bibliografía relativa a la teoría y la fundamentación de las estrategias de muestreo óptimo para la conservación *ex situ* es muy rica (por ejemplo Allard 1970; Marshall y Brown 1975; Namkoong 1988; Crossa 1989; Krusche y Geburek 1991; Lawrence et al. 1995).

Por lo general se reconoce que la proveniencia de la semilla es la unidad clave del recurso genético cuando tiene lugar la recolección (Matyas 1996; Brown y Hardner 2000). Numerosos estudios han puesto de relieve que existe divergencia genética entre proveniencias de una misma especie (por ejemplo Stern y Roche 1974; Mikola 1982). Brown y Hardner (2000) afirman que la región o zona donde aparece la especie silvícola debe ser dividida en zonas ecogeográficas definidas, y que éstas proveen las directrices acerca de la cantidad de poblaciones – y la cantidad de individuos en cada población – de las cuales se deben recoger semillas al azar.

En las especies arbóreas se han empleado los microsátélites para investigar la distribución espacial de la diversidad genética en los ambientes naturales a fin de identificar las zonas más adecuadas de recolección para la conservación *ex situ*. Se han desarrollado herramientas de elaboración de modelos para determinar las estrategias de muestreo más eficaces una vez identificados los sitios para la recolección.

Las limitaciones físicas y financieras de la mayor parte de los métodos de conservación *ex situ* determinarán qué tipo y cantidad de variación genética se puede muestrear y en consecuencia conservar. Si bien es siempre deseable capturar tanta variación genética como sea posible, la cantidad total de árboles muestreados debe ser manejable.

El programa de RGS del IPGRI está investigando la cantidad y organización espacial de la variación genética de las especies arbóreas con modalidades contrastantes de distribución, dispersión, polinización y dispersión de semillas. Para las especies raras y amenazadas, los estudios genéticos se integran con investigación demográfica y ecológica a fin de desarrollar planes de ordenación y restablecimiento.

Ejemplo de esta tarea es la investigación emprendida por el IPGRI en el Cercano Oriente, las tierras firmes del sudeste asiático y el África subsahariana, señaladas para localizar la diversidad genética de especies silvícolas madereras y no madereras de importancia económica o de especies amenazadas de extinción (Recuadro 4, pág. 275). Esta investigación identificó el alcance de la distribución de las especies seleccionadas, aclaró su taxonomía e investigó su modalidad de polinización y dispersión de semillas.

El IPGRI también se ocupó de los problemas de almacenamiento *ex situ* de los árboles silvícolas que no toleran el desecado (Recuadro 5, pág. 276).

Selección de proveniencias adecuadas para la rehabilitación y restablecimiento

Brown y Lugo (1994) definen el restablecimiento silvícola destinado a la conservación como la alteración deliberada de las pautas y procesos ecológicos con el propósito de recrear el conjunto de presuntas condiciones anteriores a la perturbación del ecosistema. Los bosques restablecidos deben ser similares en estructura, funcionamiento y composición a los bosques históricos de la región anteriores a la perturbación provocada por los seres humanos (Lamb et al. 1997). Algunos factores ecológicos relevantes para establecer las condiciones silvícolas del bosque como eran en diversas escalas temporales y espaciales son: (i) empleo de especies indígenas; (ii) incorporación de dinámismos naturales de sucesión; (iii) consideración de las relaciones ecológicas y (iv) consideración de los efectos de las pautas ecológicas de las especies en los procesos del ecosistema.

El grado de aislamiento de un sitio de restablecimiento respecto de una fuente de semillas es el principal factor que limita su dispersión natural en el sitio. De manera ideal las intervenciones de restablecimiento deberían producirse en zonas vecinas a una fuente de semillas silvícolas nativas. Si esto no es posible se debe prestar atención al desarrollo de corredores silvícolas plantados mediante los cuales los dispersadores de semillas que habitan en el bosque puedan viajar hacia el sitio de restablecimiento. Existen también ejemplos de plantaciones silvícolas establecidas en sitios degradados muy deudores de la canopia nativa que ha actuado como catalizadora de la sucesión, es decir que ha facilitado la recolonización de la flora nativa por su influencia en el microlima y la fertilidad

Recuadro 4. Examen ecogeográfico, socioeconómico y genético de especies arbóreas de Asia central y occidental y de África septentrional (CWANA)

El IPGRI, en colaboración con socios locales de investigación (Líbano: Universidad Americana de Beirut, Universidad Saint Joseph, Beirut, y Dirección de Desarrollo Rural y Recursos Naturales del Ministerio de Agricultura; Siria: Universidad de Tishreen – Lattakia; Centro Árabe para el Estudio de Zonas Áridas y Tierras Secas y Ministerio de Agricultura y Reforma Agraria) llevó a cabo inspecciones ecogeográficas de numerosas especies arbóreas de importancia para las economías locales de la región CWANA. Se examinaron series de especies del país, o si era posible series naturales, investigando a continuación la diversidad genética infraespecífica con el empleo de marcadores genéticos. Las estrategias de muestreo para estos últimos estudios se basaron en los resultados de exámenes ecogeográficos. Más adelante se describen las especies estudiadas y las actividades emprendidas.

En Siria se llevaron a cabo exhaustivos exámenes ecogeográficos, socioeconómicos y de diversidad genética relativos al pistacho (*Pistacia vera*), un cultivo arbóreo importante en la región CWANA. Puesto que muchos de sus parientes silvestres son fuente de genes que dan al pistacho cultivado resistencia a las enfermedades y plagas, se han conservado numerosas zonas naturales que contienen pistachos silvestres, en especial en zonas de suelos pobres o sujetas a sequía. Los exámenes permitieron comprender la diversidad de variedades de pistacho cultivadas en Siria y también de uno de sus parientes silvestres más comunes, *Pistacia atlantica*. El proyecto produjo mapas de distribución de la diversidad genética del pistacho en el país y una evaluación de las amenazas contra las dos especies. También se determinaron las características agrobotánicas de *Pistacia vera*.

En Asia central el IPGRI apoya los programas nacionales de RGS de Kazajistán, Kirguizia, Tayikistán, Turkmenia y Uzbekistán puesto que estos países examinan, recogen, estudian y rescatan las poblaciones silvestres remanentes de pistacho. Hasta la actualidad la población local ha usado estos árboles sobre todo como fuente de almendras y leña. Ahora las poblaciones silvestres de pistacho se emplearán también para desarrollar variedades nuevas y de mejor rendimiento para las zonas rurales de Asia central.

Se investigó la distribución de poblaciones de algarrobo (*Ceratonia siliqua* L.) y su variabilidad genética en Siria y Líbano. El algarrobo es una especie importante de múltiples propósitos nativa de la cuenca del Mediterráneo. No se disponía de datos precisos sobre la distribución y diversidad genética del algarrobo en Líbano y Siria, lo que hacía difícil evaluar su estado de conservación. Durante centurias se han seleccionado y cultivado árboles de algarrobo por el elevado contenido de pulpa de las vainas que se emplean para la alimentación humana y animal. En la actualidad la industria, sobre todo las compañías farmacéuticas y de cosméticos, muestran un gran interés por el algarrobo. El árbol también es valioso por su resistencia al fuego que lo hace atractivo para emplearlo en corredores de vegetación de la mancha mediterránea propensa a los incendios. Puesto que por lo general se los encuentra en zonas seminaturales cerca de los huertos en Líbano, era difícil distinguir entre el algarrobo cultivado y el silvestre. Por el contrario, virtualmente todas las poblaciones de algarrobo de Siria parecían naturales. Pero en este país todos los sitios investigados estaban sumamente fragmentados y amenazados por la conversión del hábitat. Se analizaron muestras de hojas de los árboles examinados empleando marcadores moleculares para evaluar la diversidad genética entre y dentro de las poblaciones en ambos países.

Recuadro 5. Análisis del comportamiento de semillas de especies arbóreas silvícolas

El empleo de numerosas especies silvícolas tropicales de gran valor en los programas de conservación y plantación de árboles es obstaculizado por los problemas de manipulación y almacenamiento de las semillas. En efecto, los conocimientos de la fisiología de las semillas de la mayoría de las especies arbóreas son escasos o inexistentes. Las semillas de muchas especies arbóreas, en especial las de los trópicos húmedos, son difíciles de manipular a causa de su sensibilidad a la condición seca y otros problemas fisiológicos. Mucho se ha dicho acerca de que son recalcitrantes o intermedias, lo que significa que son difíciles de almacenar incluso por cortos períodos de tiempo.

Un proyecto iniciado en 1996 y recientemente completado seleccionó 61 de estas especies arbóreas en 18 países. Fue coordinado por el IPGRI y el Centro de Semillas Silvícolas (DFSC, sigla en inglés) de la Agencia Danesa Internacional de Desarrollo (DANIDA) con fondos del DANIDA. Los resultados arrojaron luz sobre la biología del almacenamiento de especies arbóreas de importancia económica, así como sobre las técnicas que permiten ahora a los expertos silvícolas y a los viveros acceder a cantidades mucho mayores de especies arbóreas. Más aún, muchas especies producían semillas que no eran recalcitrantes como se creía. Las semillas de casi la mitad de las especies examinadas pudieron almacenarse durante cierto tiempo bajo razonables condiciones de humedad y temperatura controladas (<http://www.dfsc.dk/IPGRIproject.htm>).

del suelo del sotobosque, la eliminación de pastos dominantes y la provisión de hábitat para los animales dispersadores de semillas (Parrotta 1995). A los fines ya mencionados se deben identificar proveniencias adecuadamente seleccionadas y debidamente adaptadas a las condiciones ambientales locales. Antes de comenzar las intervenciones de restablecimiento se debe realizar una cuidadosa determinación de la variación genética y de la distribución de los RGS.

Una parte fundamental del proceso de restablecimiento silvícola es la selección apropiada de sitios de los cuales se recogerá el material de regeneración. Esto es así porque cuando las semillas se plantan lejos de su ambiente nativo los brinzales y árboles pueden sufrir una mala adaptación que facilita el ataque de plagas, da una producción lenta y/o malformación. Los sistemas de registro de rodales semilleros son un medio sencillo para minimizar la mala adaptación, clasificando las regiones administrativas en 'zonas semilleras' ecológicamente similares, y desalentando la transferencia de lotes semilleros entre la zonas (Conkle 1997). Los proyectos de reforestación presentan a menudo una reducida diversidad genética que puede comprometer su estabilidad y resiliencia por la falta de directrices que especifiquen mínimamente las cantidades adecuadas de árboles y proveniencias de las que deberían recolectarse las semillas (O'Neill et al. 2001).

Por el contrario cuando los bosques son rehabilitados con propósitos comerciales, tanto utilizando especies arbóreas nativas como especies exóticas, la meta de la ordenación no es recrear el ecosistema silvícola original (a menudo más complejo). La finalidad de esta rehabilitación silvícola es ordenar y utilizar el bosque rehabilitado para satisfacer diversas necesidades humanas (Lamb 1994).

Los estudios de rehabilitación de los bosques degradados, como la investigación para el restablecimiento, deben también tratar de comprender los factores clave que determinan los índices de crecimiento de plantaciones en pequeña escala, desarrollar directrices para seleccionar las especies y adquirir información genética sobre las mismas, y mejorar las tecnologías para la ordenación del sitio. Todo esto elevará la producción y aumentará las probabilidades de sostenibilidad de las plantaciones en sitios degradados y de bajo potencial.

Igualmente se necesitan datos para delinear las 'zonas de transferencia de semillas'. Estas son regiones dentro de las cuales se pueden trasladar los árboles con pocas o ninguna consecuencia para obtener una población idónea (Hufford y Mazer 2003).

El restablecimiento y la rehabilitación incluyen una serie de objetivos, marcos conceptuales y técnicas, y a la vez requieren una ordenación razonable de los RGS para la sostenibilidad del recurso a largo plazo. Sean sus objetivos el restablecimiento o la rehabilitación, los sistemas nacionales de registro de semillas arbóreas deben adoptar un mínimo de normas para la recolección de semillas que especifiquen: (i) la cantidad de árboles progenitores que se necesitan para cada parcela semillera, así como los métodos de acopio de semillas (Marshall y Brown 1975); (ii) una distancia genética entre los árboles progenitores que minimice el parentesco (Dawson y Were 1997); (iii) el rendimiento y las cualidades fisiológicas de las semillas cosechadas; (iv) la salud de los árboles madre y (v) los datos de ubicación. Normas estrictas que documenten las ubicaciones de recogida asegurarán que los recolectores puedan volver a las poblaciones que se desarrollan bien en ambientes particulares con propósitos particulares, a la vez que se evitan las poblaciones de poco provecho.

3.3 Uso sostenible

¿En qué medida podemos utilizar las especies arbóreas para aprovechar la madera y los productos silvícolas no madereros?

En la mayoría de los países la principal forma de perturbación de los bosques es la cosecha comercial de madera mediante el aprovechamiento silvícola. Sin embargo también otras formas de perturbación de los bosques, como la extracción de PSNM, los incendios o la corta de madera para leña de consumo local pueden amenazar a las especies arbóreas, si bien el nivel de amenaza de estas perturbaciones variará según las 'estrategias de la historia de vida' y los sistemas de cruzamiento de la especie (Noss 1983). Como los ecosistemas silvícolas naturales se componen de árboles indígenas de larga vida, las poblaciones locales pueden servir como indicadores del estrés antropogénico. La variabilidad genética dentro de las poblaciones arbóreas es potencialmente un gran indicador de la estabilidad y permanencia del ecosistema silvícola porque es un factor principal para determinar el potencial de adaptación de las poblaciones arbóreas y su capacidad de supervivencia ante diversas hipótesis de estrés (Kim y Hattemer 1994; Baradat et al. 1995). Por esa razón se han realizado numerosos estudios para identificar los criterios e indicadores (C&I) para una ordenación silvícola sostenible, muchos de ellos en el marco de la certificación silvícola. Los C&I son herramientas de evaluación neutras para seguir las tendencias silvícolas que comprenden los medios para medir, evaluar, seguir y mostrar los avances en el logro de la sostenibilidad silvícola en el tiempo. Las iniciativas de C&I para la ordenación silvícola sostenible han sido revisadas (Castañeda 2000; Castañeda et al. 2001; McKinnell 2002) y actualmente el Centro de Investigación Silvícola Internacional (CIFOR) está elaborando C&I silvícolas en el contexto de la serie de su Instrumental de Criterios e Indicadores.

En el último decenio la certificación independiente ha cobrado impulso como mecanismo efectivo para mejorar y promover la ordenación sostenible de los bosques (Pierce y Ervin 1999). Un elemento común de los organismos o programas de certificación es que operan dentro de marcos de principios, criterios e indicadores claramente establecidos. Puesto que los C&I son esenciales para definir o reconocer una 'ordenación silvícola sostenible' (Johnson y Cabarle 1993; Funston 1995), ofrecen soluciones de ordenación silvícola tangibles destacando las condiciones que se deben satisfacer para que la misma sea considerada sostenible, en lugar de tratar de alguna manera de cuantificar la aceptabilidad de una ordenación silvícola dada (Boyle 2000).

Una queja que se escucha habitualmente es que el conocimiento de la genética y ecología de la mayor parte de las especies arbóreas de los bosques tropicales sigue siendo en gran medida incompleto, y se han realizado intentos de incluir información

genética y ecológica en los C&I. Los C&I genéticos y ecológicos considerados hasta ahora han hecho hincapié en métodos que visualizan o caracterizan la variación genética y los procesos ecológicos, métodos que detectan los cambios temporales y tendencias en los parámetros ecológicos y genéticos, la elección de umbrales o valores críticos para aplicar, y de qué manera combinar la información de indicadores múltiples (Boyle 2000).

Actualmente las investigaciones del IPGRI acerca de los PSNM se concentran en comprender cómo las pautas del uso de éstos afectan a los RGS, con el objeto de incluir umbrales de extracción sostenible de PSNM en las directrices de ordenación silvícola. Un buen ejemplo de ello es el trabajo acerca del bambú y ratén en Asia, el Pacífico y Oceanía (Rao y Ramanatha Rao 1999 a y b). El IPGRI también coordinó las actividades de C&I en colaboración con IMAZON (Instituto do Homem e Meio Ambiente de Amazônia) e IMAFLORA (Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola; Recuadro 6) y participó en las actividades del Comité Directivo del Proyecto Dendrogene financiado por DFID (Departamento de Desarrollo Internacional del Reino Unido) y emprendido por EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) en Brasil.

Limitaciones y desafíos del desarrollo y aplicación de C&I

Las limitaciones para aplicar C&I a la ordenación silvícola residen en la a veces escasa calidad de los datos recogidos y en la inevitable restricción del enfoque a un reducido número de especies. Y una cuestión importante sigue siendo cómo incorporar los C&I específicos para evaluar la diversidad genética a las evaluaciones generales de las prácticas de ordenación.

Los desafíos incluyen crear directrices de ordenación de C&I claras, prácticas y fáciles de usar, y que se basen tanto como sea posible en adecuados conocimientos científicos (OIMT 1998). Además, puesto que los costos (tanto financieros como de tiempo) deben ser siempre contenidos y los estudios genéticos pueden requerir procedimientos y laboratorios sofisticados y costosos (Boyle 2000; Jennings et al. 2001) otro desafío es determinar los indicadores genéticos mínimos adecuados de la manera más eficiente posible. Por ejemplo ¿deberían estos indicadores basarse en mediciones directas empleando investigación molecular, o hay suficiente información disponible como para permitir reemplazar los índices genéticos por índices demográficos como el tamaño de la población, el aislamiento físico, la dispersión de semillas y la cantidad de individuos maduros? Por desgracia los procesos ecológicos que tienen lugar en escalas espaciales y temporales amplias son también difíciles de seguir y esta información puede no estar inmediatamente disponible.

A diferencia de ciertos C&I económicos y ecológicos, habitualmente es más difícil 'traducir' los índices genéticos en una forma práctica y fácil de usar. No obstante algunos C&I científicamente adecuados han sido propuestos por Stork et al. (1997), Boyle (2000), Brown et al. (2000) y Namkoong et al. (2002), pero son complicados y difíciles de aplicar en la práctica (Jennings et al. 2001).

Rastreo de la madera empleando huellas genéticas

Recientemente se han desarrollado métodos mejorados de huellas genéticas que pueden identificar la madera comercial y su origen geográfico a fin de rastrear la madera en rollizos extraída ilegalmente. Estos nuevos métodos son avances técnicos importantes para la industria silvícola, para los procedimientos de certificación fitosanitaria y para la conservación de los árboles silvícolas porque permiten seguir la cadena de custodia asegurando por lo tanto la posibilidad de certificar la madera procedente de bosques ordenados de manera sostenible. Actualmente existen nutridos conjuntos de datos de clasificación genética relativos a numerosas especies arbóreas silvícolas no tropicales. Ahora se puede usar un mapa detallado de referencia de la variación del ADN cloroplástico del roble blanco europeo en toda la serie de dicha especie (Deguilloux et al. 2003). Estos autores desarrollaron marcadores cloroplásticos del ADN para caracterizar la composición del haplotipo de ADN del roble blanco degradado obtenido de muestras de madera. Esta técnica confirma la correspondencia entre el genotipo obtenido de cogollos

Recuadro 6. C&I para una ordenación silvícola sostenible (OSS) en la cuenca del Amazonas

Para crear planes de OSS en los complejos ecosistemas silvícolas tropicales se necesita información de base sobre la biología de las especies arbóreas silvícolas, pero ésta a menudo falta, no está adecuadamente organizada en sistemas de información, o es difícil de trasladar a prácticas de ordenación silvícola. Aunque ya se dispone de datos acerca de las especies silvícolas más importantes éstos no son siempre fácilmente accesibles (Martini et al. 1994; Hammond et al. 1996; Guariguata y Pinard 1998; Pinard et al. 1999; Sheil 1999; Jennings et al. 2001).

Una investigación llevada a cabo de 2002 a 2004 por dos de las mayores ONG de Brasil (IMAFLORE e IMAZON) en colaboración con el IPGRI, se concentró en la generación de una base de datos capaz de apoyar la toma de decisiones de ordenación silvícola. La base de datos se diseñó para incluir C&I genéticos para el uso sostenible de los recursos silvícolas en Amazonas. Los objetivos del proyecto eran: (i) superar el tema de la dispersión de datos recogiendo y organizando la información existente sobre las especies arbóreas silvícolas de Amazonas; (ii) identificar ulteriores necesidades de investigación y en especial evitar la duplicación de esfuerzos y (iii) crear una fuente de información sobre las especies arbóreas a la que pudieran acceder fácilmente los investigadores, organismos de gobierno, compañías madereras, estudiantes, organizaciones de certificación y otros usuarios. La base de datos se diseñó para ayudar a desarrollar directrices prácticas para la ordenación silvícola comercial y para la conservación.

A fin de agrupar los datos sobre distribución regional de especies madereras importantes se utilizó información del proyecto RadamBrasil. Realizado en el decenio de 1970, es un gran inventario de recursos silvícolas que se encuentran en la región de Amazonas de la Autopista Transamazónica. Se preparó un mapa con referencias geográficas de los sitios muestreados por RadamBrasil y se lo vinculó con los datos de las especies. La base de datos final fue explayada en el espacio, lo que permitió producir mapas de la distribución y densidad de las especies arbóreas en todo el Amazonas, vinculándolos con otros mapas con referencias geográficas de suelo, lluvias, tipo de bosque, topografía y temperatura.

Cinco compañías madereras proporcionaron también datos sobre 40 especies arbóreas comerciales. En el marco de los esquemas de certificación se requiere a las compañías madereras realizar inventarios antes de la cosecha. De este modo se han preparado inventarios silvícolas completos sobre alrededor de 70 000 a 100 000 hectáreas en la zona de Amazonas. Este trabajo fue posible gracias a la colaboración de las compañías de aprovechamiento maderero certificado Cikel Brasil Verde, Precious Woods Amazon e Pará, Gethal S.A. y Madeireira Juruá, así como a las organizaciones gubernamentales y no gubernamentales Embrapa Amazonia oriental/Projeto Dendrogene, Instituto Nacional Pesquisa da Amazônia (INPA), Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Superintendência de Desenvolvimento da Amazônia (SUDAM), Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA) y la Fundación Overbrook.

La base de datos se está desarrollando aún, pero proveerá la más completa imagen de las poblaciones de especies madereras y del potencial de ordenación disponible en el Amazonas brasileño. Sobre la base de la información y las herramientas generadas por este proyecto se trazarán recomendaciones y prioridades de investigación para mejorar la ordenación silvícola y la conservación de las especies madereras de la región.

vivos y el de la madera recogida del mismo árbol de roble. Se empleó un procedimiento estadístico para probar si el haplotipo de numerosas muestras de madera era consistente con su origen geográfico presunto. Aunque el estudio mostró que la técnica no podía

identificar sin ambigüedad alguna productos madereros de origen desconocido, podía en cambio vincular la composición genética de muestras de madera con la región de origen supuesta.

Contaminación genética

La invasión de plantas provenientes de la agricultura, los bosques y la horticultura ha capturado actualmente la atención de la mayor parte de los organismos nacionales de conservación, así como la de las ONG internacionales silvícolas, agrícolas y de conservación (Higgins y Richardson 1998). La proliferación de 'brinzaes silvestres' de plantaciones de especies exóticas es un hecho bien conocido (Raybould y Gray 1994), y la bibliografía referida a los conceptos y preocupaciones vinculadas con las 'invasiones exóticas' es ahora abundante (Rhymer y Simberloff 1996; Daniels y Sheil 1999). Si ya se sabe que la introducción de poblaciones exóticas puede llevar a una exclusión competitiva (desplazamiento) de la población nativa, en cambio se conoce menos la contaminación genética producida a través de la hibridación (Huxel 1999).

La contaminación genética tiene lugar cuando la diversidad del caudal genético de la población o especie nativa se reduce y/o se 'daña' como consecuencia de una hibridación producida de un modo que causa preocupaciones acerca del carácter distintivo o la adecuación futuras de dicho caudal. Si bien se reconoce que la mezcla de los patrimonios genéticos de poblaciones (y, a veces, de especies) a través de la hibridación y la consiguiente introgresión es un proceso evolutivo natural de los árboles silvícolas y de los vegetales y animales en general (Arnold 1992), el término 'contaminación genética' indica habitualmente una situación en la que la hibridación ha sido iniciada o ha sufrido la influencia significativa de las actividades humanas.

En el último decenio la contaminación genética producida a través de la dispersión de polen y/o la hibridación ha sido reconocida como una preocupación principal de la biología de conservación. El riesgo de fuga de transgenes a partir de organismos modificados genéticamente contribuyó a llamar la atención del público hacia los efectos de la hibridación y la introgresión de especies exóticas, proveniencias no locales y genotipos altamente seleccionados en el caudal genético nativo.

Se ha informado contaminación genética de especies arbóreas silvícolas de nogal negro de California (*Juglans hindsii*) del cual se sabe que ha sido hibridado con muchos congéneres importados con fines comerciales (Rhymer y Simberloff 1996). Otro ejemplo bien conocido es el álamo negro (*Populus nigra* L.) nativo de Europa, antes extendido por doquier y actualmente extirpado de grandes zonas de Europa occidental. Su hábitat está reduciéndose y su caudal genético se ve amenazado por la presencia en gran escala de híbridos cultivados. Otro ejemplo es el sicomoro de California (*Platanus racemosa*), cuya serie nativa está desapareciendo en la actualidad a causa de la introgresión con el plátano de Londres (*Platanus x acerifolia*; Rhymer y Simberloff 1996). En el Recuadro 7 se describe la investigación realizada en Australia con motivo de la contaminación genética del caudal genético nativo de *Eucalyptus* spp.

4. Conclusiones finales

En la mayoría de los casos la conservación de los RGS es un aspecto de una meta de ordenación más compleja, vinculada con la ordenación silvícola sostenible; un concepto cuyos solos objetivos pueden ser difíciles de determinar, mucho menos evaluar y medir. En este capítulo hemos presentado el más breve panorama de la utilidad práctica y las aplicaciones de la investigación genética destinada a la conservación y ordenación de los RGS.

La colección de ejemplos presentada muestra de qué manera la investigación genética trata de abocarse a algunos temas muy urgentes de conservación y ordenación silvícola. Tal como lo vemos, desarrollar lo que creemos podría ser la solución de miríadas de problemas acuciantes, aplicarlas y luego seguir sus efectos son desafíos muy significativos para la comunidad de investigación sobre genética silvícola. Esto sucede en parte porque habitualmente es costoso y lleva tiempo tan solo adquirir datos genéticos confiables,

Recuadro 7. Contaminación genética de eucaliptos en Australia

Virtualmente todas las más o menos 800 especies de eucaliptos (incluidas en los géneros *Angophora*, *Corymbia* y *Eucalyptus*, Hopper 1997) son endémicas en Australia y las islas vecinas, y Australia ha reconocido que tiene la obligación internacional de asegurar la ordenación a largo plazo de este recurso genético nativo. Entre los indicadores de Australia para la ordenación silvícola sostenible se encuentra el desarrollo de estrategias nacionales para manejar los patrimonios genéticos de las principales plantaciones de especies y minimizar la repercusión de la contaminación genética (Consejo Ministerial Silvícola 1997).

Un proyecto financiado por el Programa Agrosilvícola de la Asociación Temporal de Empresas Australiana (JVAP, sigla en inglés) y apoyado por tres empresas de investigación y desarrollo (I&D) – Rural Industries, Land and Water Australia y Forest and Wood Products – ha editado un informe que abarca a toda la nación sobre los riesgos y efectos potenciales de la contaminación genética de *Eucalyptus* no locales y de híbridos sobre las especies y poblaciones locales de eucaliptos. El informe presenta un marco de evaluación de riesgos e identifica temas clave de investigación que deben ser tratados para lograr el éxito de la ordenación genética del eucalipto. El informe forma parte de un programa de I&D Agrosilvícola y de Aprovechamiento Silvícola en Fincas, y aspira a integrar un aprovechamiento agrosilvícola sostenible y productivo en los sistemas de aprovechamiento agrícola de Australia. Los principales temas de investigación identificados son:

- Distancia y nivel de dispersión del polen
- Compatibilidad de las especies plantadas con las poblaciones nativas locales
- Posibilidad de selección de las características de la sostenibilidad
- Pautas espaciales de variación genética dentro de los patrimonios genéticos nativos de las plantaciones de especies más importantes
- Línea de partida genética molecular para el seguimiento de la introgresión a largo plazo
- Repercusión de las plantaciones en la diversidad local (Potts et al. 2001)

interpretarlos y desarrollar recomendaciones para la conservación y el desarrollo sostenible de los árboles, sus poblaciones y sus ecosistemas; y esto asumiendo en primer lugar que hemos formulado las preguntas correctas y en segundo lugar que hay encargados de tomar decisiones preparados para aplicar nuestras recomendaciones. Hasta cierto punto los genetistas silvícolas presuponen que todo lo que se necesita para conservar y manejar los RGS de manera eficaz son los datos genéticos. Pero los factores ecológicos, socioeconómicos e incluso políticos (y otros) desempeñan papeles tan importantes, si no a veces mucho más importantes que los genéticos para el éxito de la conservación y ordenación de los RGS (por ejemplo, comprender las causas del colapso de los polinizadores, establecer umbrales para la extracción de recursos, controlar el acceso, etc.).

Por ejemplo cuando se trata de desarrollar directrices de ordenación de los PSNM se debe considerar que en muchas instancias los temas socioeconómicos son tan significativos como los genéticos y ecológicos. Cuando la cantidad de población humana es baja, el acceso es restringido y el recurso que se extrae es abundante y se reproduce bien, los PSNM aprovechados para la subsistencia en el marco de un régimen tradicional de uso pueden ser cosechados de manera indefinida y sostenible. Sin embargo cuando la recolección pasa a ser más agresiva para abastecer una demanda de mercado, la base de recolectores se amplía, caen las reglamentaciones tradicionales de cosecha y se vuelven mucho más urgentes problemas que no son los genéticos. Además, en este examen no se ha dicho nada acerca de muchos lugares del mundo donde bosques completos están siendo eliminados o ya han sido eliminados para extraer madera y convertir el suelo a

otros usos, y donde los genetistas silvícolas han tenido poca oportunidad de intervenir. Es difícil desarrollar una estrategia de conservación de los RGS basada en consideraciones genéticas cuando no se ha dejado nada para conservar. En efecto hay evidencia empírica de que pocos recursos silvestres pueden ser aprovechados comercialmente de manera no regulada sin enfrentar en última instancia su extinción (Wilkie y Godoy 1996).

Los RGS en forma de diversidad genética son también mucho menos visibles que los bosques y árboles mismos, y es por lo tanto a menudo muy difícil capturar la imaginación de los responsables de políticas cuando se recomiendan estrategias de conservación de los RGS. Incluso cuando la mayoría de los planificadores de recursos naturales reconocerán a los procesos genéticos como componentes esenciales de la estabilidad y adaptabilidad de un ecosistema de especies y poblaciones, es a menudo una suposición implícita mucho más difícil de traducir en decisiones con un objetivo, en planeamiento de intervenciones y en programas de aplicación. Con frecuencia unas políticas inconsistentes, demasiado sencillas y/o simplemente llanas mal podrán ser un medio para satisfacer a grupos de intereses dominantes o competidores, y esto puede plantear desafíos adicionales al logro de los objetivos de conservación de los RGS.

Todos los elementos mencionados hasta aquí concurren a demostrar que la ordenación sostenible de los RGS a largo plazo será un desafío para la comunidad de investigadores de la genética silvícola. Parece haber acuerdo en cuanto a la necesidad de seguir recogiendo una esmerada información genética de base relativa a una gran serie de especies arbóreas silvícolas para extrapolar datos de las especies del modelo a otras especies a fin de desarrollar recomendaciones de ordenación basadas en la información genética, integrar las recomendaciones sobre la conservación y uso sostenible de los RGS en marcos de trabajo socioeconómicos aceptables, despertar la conciencia pública y establecer un diálogo efectivo con los responsables de las políticas.

Referencias

- Aizen, M.A. and P. Feinsinger. 1994. Forest fragmentation, pollination and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75:330-351.
- Aldrich, P.R. and J.L. Hamrick. 1998. Reproductive dominance of pasture trees in a fragmented tropical forest mosaic. *Science* 281:103-105.
- Alia, R., J. Moro and J.B. Denis. 1997. Performance of *Pinus pinaster* provenances in Spain: interpretation of the genotype by environmental interaction. *Can. J. For. Res.* 27:1548-1559.
- Allard, R.W. 1970. Population structure and sampling methods. Pp. 97-107 in *Genetic Resources in Plants – Their Exploration and Conservation* (O.H. Frankle and E. Bennet, eds.). Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK.
- Arnold, M.L. 1992. Natural hybridization as an evolutionary process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 23:237-261.
- Baradat, P., M. Maillart, A. Marpeau, M.F. Slak, A. Yani and P. Pastiszka. 1995. Utility of terpenes to assess population structure and mating patterns in conifers. Pp. 5-27 in *Population Genetics and Genetic Conservation of Forest Trees* (P. Baradat, W.T. Adams and G. Müller-Starck, eds.). SPB Academic Publishing, Amsterdam, The Netherlands.
- Barret, S.C.H. and J. Kohn. 1991. Genetic and evolutionary consequences of small population size in plants: implications for conservation. Pp. 3-30 in *Genetics and Conservation of Rare Plants* (D.A. Falk and K.E. Holsinger, eds). Oxford University Press, New York, USA.
- Boshier, D.H. 2000. Mating Systems. Pp. 63-79 in *Forest Conservation Genetics: Principles and Practice* (A. Young, D.H. Boshier and T.J. Boyle, eds.). CSIRO publishing, Collingwood, Australia and CAB International, Wallingford, UK.
- Boyle, T.J. 2000. Criteria and indicators for the conservation of genetic diversity. Pp. 239-252 in *Forest Conservation Genetics: Principles and Practice* (A. Young, D.H. Boshier and T.J. Boyle, eds.). CSIRO publishing, Collingwood, Australia and CAB International, Wallingford, UK.
- Brown, A.H.D. and C.M. Hardner. 2000. Sampling the gene pools of forest tree species

- for *ex situ* conservation. Pp. 185-196 in *Forest Conservation Genetics: Principles and Practice* (A. Young, D.H. Boshier and T.J. Boyle, eds.). CSIRO publishing, Collingwood, Australia and CAB International, Wallingford, UK.
- Brown, A.H.D., A.G. Young, J.J. Burdon, L. Christidis, G. Clarke, D. Coates and W. Sherwin. 2000. Genetic indicators for state of the environment reporting. Department of Environment, Sports and Territories Technical Report, Canberra, Australia.
- Brown, S. and A.E. Lugo. 1994. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. *Restor. Ecol.* 2:97-111.
- Castañeda, F. 2000. Criteria and indicators for sustainable forest management: international processes, current status and the way ahead. *Unasylva* 51(203):24-40.
- Castañeda, F., C. Palmberg-Lerche and P. Vuorinen. 2001. Criteria and indicators for sustainable forest management: a compendium. Forest Management Working Paper No 5, Forest Resources Development Service, Forest Resources Division, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy.
- Chase, M.R., R. Kesseli and K.S. Bawa. 1996. Microsatellite markers for population and conservation genetics of tropical trees. *Am. J. Bot.* 83:51-57.
- Conkle, M.T. 1997. Zonificación de semillas en México. Pp. 67-88 in *Manejo de Recursos Genéticos Forestales* (H. Vargas, J. Jesus, B. Bermejo-Velasquez and F.T. Ledig, eds.). Colegio de Postgraduados, Montecillo, México y División de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma Chapingo, Chapingo, México.
- Crossa, J. 1989. Methodologies for estimating the sample size required for genetic conservation of outbreeding crops. *Theor. Appl. Genet.* 77:153-161.
- Crozier, R.H. 1997. Preserving the information content of species: genetic diversity, phylogeny and conservation worth. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 28:243-268.
- Dale, V.H., L.A. Joyce, S. McNulty, R.P. Neilson, M.P. Ayres, M.D. Flannigan, P.J. Hanson, L.C. Irland, A.E. Lugo, C.J. Peterson, D. Simberloff, F.J. Swanson, B.J. Stocks and B.M. Wotton. 2001. Climate change and forest disturbances. *Bioscience* 51(9):723-734.
- Daniels, R.E. and J. Sheil. 1999. Genetic pollution, concepts, concerns and transgenic crops. Pp. 65-72 in *Gene Flow and Agriculture: Relevance to Transgenic Crops*. BCPC symposium proceedings No. 72 (P.J.V. Lutwan, ed.). British Crop Protection Council (BCPC), Farnham, UK.
- Darwin, C. 1985. The effects of cross- and self-fertilization in the vegetable kingdom. John Murray, London, UK.
- Dawson, I. and J. Were. 1997. Collecting germplasm from trees – some guidelines. *Agrofor. Today* 9:6-9.
- Dawson, I.K., R. Waugh, A.J. Simons and W. Powell. 1997. Simple sequence repeats provide a direct estimate of pollen-mediated gene dispersal in the tropical tree *Gliricidia sepium*. *Mol. Ecol.* 6:179-183.
- Dayanandan, S., J. Dole, K.S. Bawa and R. Kesseli. 1999. Population structure delineated with microsatellite markers in fragmented populations of a tropical tree, *Carapa guianensis* (Meliaceae). *Mol. Ecol.* 8:1585-1593.
- Deguilloux, M.F., M.H. Pemonge, L. Bertel, A. Kremer and R.J. Petit. 2003. Checking the geographical origin of oak wood: molecular and statistical tools. *Mol. Ecol.* 12(6):1629-1636.
- Diamond, J.M. 1984. 'Normal' extinctions of isolated populations. Pp. 191-246 in *Extinctions* (M.H. Nitecki, ed.). University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Dick, C.W., K. Abdul-Salim and E. Bermingham. 2003. Molecular systematics reveals cryptic Tertiary diversification of a widespread tropical rainforest tree. *Am. Nat.* 160(12):691-703.
- Ennos, R., R. Worrell and D.C. Malcolm. 1998. The genetic management of native species in Scotland. *Forestry* 71(1):1-23.
- Enquist, C.A.F. 2002. Predicted regional impacts of climate changes on the geographical distribution and diversity of tropical forests in Costa Rica. *J. Biogeogr.* 29:519-534.
- Eriksson, G., G. Namkoong and J.H. Roberds. 1993. Dynamic gene conservation for uncertain futures. *For. Ecol. Manage.* 62:15-37.
- Falconer, D.S. and T.F.C. Mackay (eds.). 1996. *Introduction to quantitative genetics* (4th

- edn.). John Wiley, New York, USA.
- Finkeldey, R. and H.H. Hattermer. 1993. Gene resources and gene conservation with emphasis on tropical forests. FAO/IBPGR (Food and Agriculture Organization/International Board for Plant Genetic Resources) Plant Genetic Resources Newsletter 94/95:5-10.
- Foufopoulos, J. and A.R. Ives. 1999 Reptile extinctions on land-bridge islands: life-history attributes and vulnerability to extinction. *Am. Nat.* 153:1-25.
- Frankham, R. 1995. Inbreeding and extinction: A threshold effect. *Conserv. Biol.* 9:792-799.
- Frankham, R. 1996. Relationship of genetic variation to populations size in wildlife. *Conserv. Biol.* 10:1500-1508.
- Franklin, I.R. 1980. Evolutionary change in small populations. Pp. 135-149 *in* Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective (M.E. Soulé and B.A. Wilcox, eds.). Sinauer Associates, Sunderland, USA.
- Funston, M. 1995. An approach to working with sustainability. USDA Forest Service, Sustainable Development Interdeputy Area Team, Discussion Paper 4. Downloaded from http://www.fs.fed.us/land/sustain_dev/susdev4.html.
- Gaston, K. J. 1994. Rarity. Chapman and Hall, London, UK.
- Gilpin, M.E. and M.E. Soulé. 1986. Minimum viable populations: approaches to modelling spatial structure. Pp. 11-27 *in* Metapopulations and Wildlife Conservation (D.R McCullough, ed.). Island Press, Washington, DC, USA.
- Gregorius, H.-R. 1991. Gene conservation and the preservation of adaptability. Pp. 31-47 *in* Species Conservation: A Population-Biological Approach (A. Seitz and V. Loeschke, eds.). Birkhanuser Verlag, Basel, Switzerland.
- Guariguata, M.R. and M.A. Pinard. 1998. Ecological knowledge of regeneration from seed in neotropical forest trees: Implications for natural forest management. *For. Ecol. Manage.* 112:87-99.
- Hammond, D.S., S. Gourlet-Fleury, P. van der Hout, H. ter Steege and V.K. Brown. 1996. A compilation of known Guianan timber trees and the significance of their dispersal mode, seed size and taxonomic affinity to tropical rain forest management. *For. Ecol. Manage.* 83:99-116.
- Hamrick J.L. 1992. Distribution of genetic diversity in tropical tree populations: implication for the conservation of genetic resources. Pp. 74-82 *in* Resolving Tropical Forest Resource Concerns Through Tree Improvement, Gene Conservation and Domestication of New Species (C.C. Lambeth and W. Dvorak, eds.). North Carolina State University, Raleigh, USA.
- Hamrick, J.L. and M.D. Loveless. 1989. The genetic structure of tropical tree populations: associations with reproductive biology. Pp. 19-146 *in* The Evolutionary Ecology of Plants (J.H. Bock and Y.B. Linhart, eds.). Westview Press, Boulder, USA.
- Hattermer, H.H. 1995. Concepts and requirements in the conservation of forest genetic resources. *For. Genet.* 2:125-134.
- Henle, K., K.F. Davies, M. Kleyer, C. Margules and J. Settele. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodivers. Conserv.* 13:207-251.
- Higgins, S.I. and D.M. Richardson. 1998. Pine invasions in the southern hemisphere: modelling interactions between organism, environment and disturbance. *Plant Ecol.* 135:79-93.
- Hijmans, R.J., L. Guarino, M. Cruz and E. Rojas. 2001. Computer tools for spatial analysis of plant genetic resources data: 1. DIVA_GIS. Plant Genetic Resources Newsletter, 127:15-19.
- Holsinger, K.E. and P. Vitt. 1997. The future of conservation biology: what is a geneticist to do? Pp. 202-216 *in* The Ecological Basis for Conservation: Heterogeneity, Ecosystems and Biodiversity (S.T.A. Pickett, R.S. Ostfeld, M. Shachack and G.E. Likens, eds.). Chapman and Hall, New York, USA.
- Hopper, S.D. 1997. An Australian perspective on plant conservation biology in practice. Pp. 255-278 *in* Conservation Biology for the Coming Decade (P.L. Fielder and P.M. Kareiva, eds.). Chapman and Hall, New York, USA.

- Hufford, K.M. and S.J. Mazer. 2003. Plant ecotypes: genetic differentiation in the age of ecological restoration. *Trends Ecol. Evol.* 18(3):147-155.
- Huxel, G.R. 1999. Rapid displacement of native species by invasive species: effects of hybridization. *Biol. Conserv.* 89:143-152.
- ITTO (International Tropical Timber Organization). 1998. Criteria and indicators for sustainable management of natural tropical forests. Policy Development Series No. 7. ITTO.
- IUCN. 2000. The 2000 IUCN red list of threatened species. <http://www.redlist.org>.
- Jennings, S.B., N.D. Brown, D.H. Boshier, T.C. Whitmore and J. do C.A. Lopes. 2001. Ecology provides a pragmatic solution to maintenance of genetic diversity in sustainably managed tropical rain forests. *For. Ecol. Manage.* 154:1-10.
- Johnson, N. and B. Cabarle. 1993. Surviving the cut: natural forest management in the Humid Tropics. World Resources Institute.
- Kim, Z-S. and H.H. Hattermer. 1994. Conservation and manipulation of genetic resources in forestry. Kwang Moon Kag Publishing Company, Seoul, Republic of Korea.
- Koski, V., T. Skrøppa, L. Paule, H. Wolf and J. Turok. 1997. Technical guidelines for genetic conservation of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karts.). International Plant Genetic Resources Institute (IPGRI), Rome, Italy.
- Kremer, A. 1994. Diversité génétique et variabilité des caractères phénotypiques chez les arbres forestiers. *Genetics, Selection, Evolution* 26(1):105s-123s.
- Krusche, D. and T. Geburek. 1991. Conservation of forest gene resources as related to sample size. *For. Ecol. Manage.* 40:145-150.
- Lamb, D. 1994. Reforestation of degraded tropical forest lands in the Asia-Pacific region. *J. Trop. For. Sci.* 7:1-7.
- Lamb, D., J. Parrotta, R. Keenan and N. Tucker. 1997. Rejoining habitat fragments: restoring degraded forest lands. Pp. 366-385 in *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of 7 Forest Restoration Research Units* (W.F. Laurance and R.O. Bierregaard, eds.). University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241:1455-1460.
- Lande, R. 1995. Mutation and conservation. *Conserv. Biol.* 9:782-791.
- Laurance, W.F. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rainforest mammals. *Conserv. Biol.* 5:80-89.
- Lawrence, M.J., D.F. Marshall and P. Davies. 1995. Genetics of genetic conservation. II. Sample size when collecting seed of cross-pollinating species and the information that can be obtained from the evaluation of material held in genebanks. *Euphytica* 84:101-107.
- Leberg, P.L. 1993. Strategies for population reintroduction: effects of genetic variability on population growth and size. *Conserv. Biol.* 7:194-199.
- Ledig, F.T. 1986. Conservation strategies for forest gene resources. *For. Ecol. Manage.* 14:77-90.
- Lefèvre, F., N. Barsoum, B. Heinze, D. Kajba, P. Rotach, S.M.G. de Vries and J. Turok. 2001. EUFORGEN Technical Bulletin: *In situ* conservation of *Populus nigra*. International Plant Genetic Resources Institute (IPGRI), Rome, Italy.
- Lesica, P. and F.W. Allendorf. 1995. When are peripheral populations valuable for conservation? *Conserv. Biol.* 9:753-760.
- Levin, D.A. and H.W. Kerster. 1974. Gene flow in seed plants. *Evol. Biol.* 7:139-220.
- Luikart, G.L. and P.R. England. 1999. Statistical analysis of microsatellite DNA data. *Trends Ecol. Evol.* 14:253-255.
- Lynch, M. 1995. A quantitative genetic perspective on conservation issues. Pp. 471-501 in *Conservation Genetics: A Case History from Nature* (J.C. Avise and J.L. Hamrick, eds.). Springer-Verlag, New York, USA.
- Lynch, M., M. Pfreder, K. Spitze, N. Lehman, J. Hicks, D. Allen, L. Latta, M. Ottene, F. Bogue and J. Colbourne. 1999. The quantitative and molecular genetic architecture of a subdivided species. *Evolution*, 53:100-110.

- Marshall, D.R. and A.H.D. Brown. 1975. Optimum sampling strategies in genetic conservation. *In* Crop Genetic Resources for Today and Tomorrow. (O.H. Frankel and J.G. Hawkes, eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Martini, A., N.D. Rosa and C. Uhl. 1994. An attempt to predict which Amazonian tree species may be threatened by logging activities. *Environ. Conserv.* 21:152-162.
- Matyas, C. 1996. Climatic adaptation of trees: rediscovering provenance tests. *Euphytica* 92:45-54.
- McKinnell, F.H. 2002. Status and trends in indicators of forest genetic diversity. Forest Genetic Resources Working Paper no 38, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy.
- McKinney, M.L. 1997. Extinction vulnerability and selectivity: combining ecological and paleontological views. *Annu. Rev. Ecol. Sys.* 28:495-516.
- McLachlan, J.S. and J.S. Clark. 2004. Reconstructing historical ranges with fossil data at continental scales. *For. Ecol. Manage.* 197:139-147.
- Mikola, J. 1982. Bud-set phenology as an indicator of climatic adaptation of Scots pine in Finland. *Silva Fennica* 16:178-184.
- Ministerial Council of Forestry, Fisheries and Aquaculture. 1997. Plantations for Australia: the 2002 Vision. No. 24, p. 88, Ministerial Council on Forestry, Fisheries and Aquaculture. Plantation 2020 Vision Implementation Committee, Canberra, Australia.
- Namkoong, G. 1988. Sampling for germplasm collections. *Hortscience* 23:79-81.
- Namkoong, G. 2001. Forest genetics: pattern and complexity. *Can. J. For. Res.* 31(4):623-632.
- Namkoong, G., T. Boyle, H-R. Gregorius, H. Joly, O. Savolainen, W. Ratnam and A. Young. 1997. Testing criteria and indicators for assessing the sustainability of forest management: genetic criteria and indicators. Working Paper No. 10, CIFOR (Centre for International Forest Research), Bogor, Indonesia.
- Namkoong, G., T. Boyle, Y.A. El-Kassaby, C. Palmberg-Lerche, G. Eriksson, H.-R. Gregorius, H. Joly, A. Kremer, O. Savolainen, R. Wickneswari, A. Young, M. Zeh-Nlo and R. Prabhu. 2002. Criteria and indicators for sustainable forest management: assessment and monitoring of genetic variation. Forest Genetic Resources Working Papers FGR/37E. Forest Resources Division, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy.
- Nason, J.D., E.A. Herre and J.L. Hamrick. 1998. The breeding structure of a tropical keystone plant resource. *Nature* 391:685-687.
- Noss, R.F. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience* 33:700-706.
- O'Neill G.A., I. Dawson, C. Sotelo-Montes, L. Guarino, M. Guariguata, D. Current and J.C. Weber. 2001. Strategies for genetic conservation of trees in the Peruvian Amazon. *Biodivers. Conserv.* 10: 837-850.
- Ouédraogo, A.S. and J.M. Boffa (eds.). 1999. Vers une Approche Régionale des Ressources Génétiques Forestières en Afrique sub-Saharienne. International Plant Genetic Resources Institute (IPGRI), Rome, Italy.
- Palmberg-Lerche, C. and S. Hald. 1999. Management of forest genetic resources: status and challenges. *Unasylva* 203(51):27-33.
- Parrotta, J. 1995. Influence of overstorey composition on understorey colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. *J. Veget. Sci.* 6:627-636.
- Pederick, L.A. 1979. Natural variation in shining gum (*Eucalyptus nitens*). *Aust. For. Res.* 9:41-63.
- Petit, R.J., A. El-Mousadik and O. Pons. 1997. Identifying populations for conservation on the basis of genetic markers. *Conserv. Biol.* 12:844-855
- Pierce, A.R. and J.B. Ervin. 1999. Can independent forest management certification incorporate elements of landscape ecology? *Unasylva* 196(50):49-56
- Pinard, M.A., F.E. Putz, D. Rumiz, R. Guzman and A. Jardim. 1999. Ecological characterization of tree species for guiding forest management decisions in seasonally dry forests in Lomerio, Bolivia. *For. Ecol. Manage.* 113:201-213.

- Polansky, S., B. Csuti, C.A. Vossler and S.M. Meyers. 2001. A comparison of taxonomic distinctness versus richness as criteria for setting conservation priorities for North American birds. *Biol. Conserv.* 97:99-105.
- Potts, B.M., R.C. Barbour and A.B. Hingston. 2001. Genetic pollution from farm forestry using eucalypt species and hybrids. Report to RIRDC/LWA/FWPRDC (Rural Industries Research and Development Corporation/Land and Water Australia/Forest and Wood Products Research and Development Corporation) Joint Venture Agroforestry Programme. RIRDC publication no 01/114, RIRDC project no CPF-3A.
- Purvis, A., P.-M. Agapow, J.L. Gittleman and G.M. Mace. 2000. Nonrandom extinction and the loss of evolutionary history. *Science* 288:328-330.
- Rao, A.N. and V. Ramanatha Rao (eds.). 1999a. Bamboo and rattan genetic resources and use and research reports. IPGRI-APO (International Plant Genetic Resources Institute-Asia, the Pacific and Oceania), Serdang, Malaysia.
- Rao, A.N. and V. Ramanatha Rao (eds.). 1999b. Bamboo – Conservation, Diversity, Ecogeography, Germplasm, Resource Utilization and Taxonomy. IPGRI-APO (International Plant Genetic Resources Institute-Asia, the Pacific and Oceania), Serdang, Malaysia.
- Raup, D.M. 1994. The role of extinction in evolution. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 91:6758-6763.
- Raybould, A.F. and A.J. Gray. 1994. Will hybrids of genetically modified crops invade natural communities? *Trends Ecol. Evol.* 9:85-89.
- Redford, K.H., P. Coppolillo, E.W. Sanderson, G.A.B da Fonseca, E. Dinerstein, C. Groves, G. Mace, S. Maginnis, R.A. Mittermeier, R. Noss, D. Olson, J.G. Robinson, A. Vedder and M. Wright. 2003. Mapping the conservation landscape. *Conserv. Biol.* 17:116-131.
- Rhymer, J.M. and D. Simberloff. 1996. Extinction by hybridization and introgression. *Annu. Rev. Ecol. Sys.* 27:83-109.
- Ricklefs, R.E. and D. Schluter. 1993. Species diversity: regional and historical influences. Pp 350-363 *in* Species Diversity in Ecological Communities. Historical and Geographical Perspectives (R.E. Ricklefs and D. Schluter, eds.). University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Rocha, O.J.R. and G. Aguilar. 2001. Variation in the breeding behaviour of the dry forest tree *Enterolobium cyclocarpum* (Guanacaste) in Costa Rica. *Am. J. Bot.* 89:1600-1606.
- Rodrigues, A.S.L. and K.J. Gaston. 2002. Maximizing phylogenetic diversity in the selection of networks of conservation areas. *Biol. Conserv.* 105:103-111.
- Russell, G.J., T.M. Brooks, M.M. McKinney and C.G. Anderson. 1998. Present and future taxonomic selectivity in bird and mammal extinctions. *Conserv. Biol.* 12:1365-1376.
- Scherin, H. 2004. Climate change: can we predict the impacts on plant pathology and pest management? *Can. J. Plant Pathol.* 26(3):267-273.
- Sheil, D. 1999. Tropical forest diversity, environmental change and species augmentation: After the intermediate disturbance hypothesis. *J. Veget. Sci.* 10:851-860.
- Sherwin, W.B. and C. Moritz. 2000. Managing and monitoring genetic erosion. Pp. 9-34 *in* Genetics, Demography and viability of Fragmented Populations (A.G. Young and G.M. Clarke, eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Smith, T.B. and R.K. Wayne. 1996. Molecular genetic approaches in conservation. Oxford University Press, New York, USA.
- Stalker, H.T. and C.E. Simpson. 1995. Germplasm resources in *Arachis*. Pp. 14-53 *in* Advances in Peanut Science (H.E. Pattee and H.T. Stalker, eds.). American Peanut Research and Education Society, Stillwater, USA.
- Stern, K. and L. Roche. 1974. Genetics of Forest Ecosystems. Chapman and Hall, London, UK.
- Stork, N.E., T.J.B. Boyle, V. Dale, H. Eeley, B. Finegan, M. Lawes, N. Manokaran, R. Prabhu and J. Soberon. 1997. Criteria and Indicators for Assessing the Sustainability of Forest Management: Conservation of Biodiversity. Centre for International Forest Research (CIFOR) working paper No. 17, Bogor, Indonesia.
- Wilkie, D.S. and R.A. Godoy. 1996. Trade, indigenous rainforest economies and biological diversity. Pp. 83-102 *in* Current Issues in Non-Timber Forest Products Research.

- (M. Ruiz Perez and J.E.M. Arnold, eds.). Centre for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia.
- Woodroffe, R. and J.R. Ginsberg. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 280:2126-2128.
- Young, A.G., T. Boyle and A.H.D. Brown. 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends Ecol. Evol.* 2:413-418.

Notas finales

Conservación de la biodiversidad y estrategias para reducir la pobreza

La cuestión de si la reducción de la pobreza puede combinarse con la conservación de la biodiversidad es parte de un debate familiar para los conservacionistas (Adams et al. 2004): conservación del ambiente *versus* desarrollo económico. Durante el Siglo XX el enfoque dominante del desarrollo era impulsar el crecimiento económico y estimar que los problemas ambientales y la justicia social podían resolverse más tarde. Sin embargo, tomando a Ghana como ejemplo Brashares et al. (2004) demostraron recientemente que los programas destinados a promover el desarrollo económico, la seguridad alimentaria y la conservación de la biodiversidad pueden dar resultados interrelacionados positivos. A medida que la demanda de bienes y servicios silvícolas siga creciendo y se solicite cada vez más a los administradores silvícolas y a los responsables de políticas y planificadores del uso de la tierra tomar complejas decisiones acerca del uso y acceso a los bosques, será cada vez más necesario abocarse al tema de la equidad. En la mayoría de los casos será inevitable la negociación (Rose y Chapman 2002).

Mientras que el valor de los bosques para la seguridad alimentaria ha sido ampliamente documentado (Pimentel et al. 1997) la relación entre la diversidad genética silvícola y la subsistencia es más difícil de estudiar y de medir. En efecto, aunque muchas organizaciones nacionales e internacionales incluyen la conservación y uso sostenible de los bosques tropicales entre sus principales prioridades ambientales y de desarrollo, tenemos de hecho solo limitados conocimientos acerca de los efectos de la deforestación, fragmentación y aprovechamiento incontrolado de los recursos genéticos silvícolas (RGS). Además, nuestra comprensión de las prácticas más apropiadas de conservación *in situ* y *ex situ* de las especies arbóreas silvícolas tropicales es cuando mucho solo parcial. Se necesita mucha más investigación para documentar y comprender los niveles de diversidad requeridos para asegurar el desarrollo económico sostenible de las comunidades que viven en los bosques y dependen de los recursos silvícolas.

La complejidad de la biodiversidad y de su uso sostenible

Preservar, estudiar y usar la diversidad silvícola tropical son desafíos para las perspectivas utilitarias de conservación e investigación porque los ecosistemas silvícolas naturales intactos se están perdiendo rápidamente. Esta pérdida no se limita solo a los bosques tropicales porque también están afectados los bosques templados y boreales, si bien la deforestación y la fragmentación silvícola están reduciendo la biodiversidad de los bosques tropicales en índices sin precedentes.

Algunos autores afirman que los seres humanos no pueden hacer uso de la biodiversidad sin causarle daño (Redford y Richter 1999) y está en curso el debate acerca del papel de los seres humanos en la naturaleza, sea integrados o separados (McNeely y Watchel 1998; Visser 1992). Sin embargo actualmente hay aceptación general de que la conservación de la biodiversidad silvícola no puede ser alcanzada solamente dentro de las zonas protegidas (Kemp 1992). En las definiciones emergentes de ordenación silvícola sostenible se está prestando mayor atención a los valores de conservación, a criterios e indicadores para seguir sus logros y a métodos participativos, todo lo cual apunta a aumentar las oportunidades para reforzar la conservación de la biodiversidad en los bosques tropicales que están siendo usados para la producción.

Sin embargo la biodiversidad es compleja y tiene lugar en niveles que van desde los genes hasta las especies, las poblaciones, los ecosistemas y los medios naturales, cada uno con una estructura, composición y papel funcional asociados para sostenerse y reproducirse a sí mismos. Esto implica que cualquier aplicación de la pauta de biodiversidad que elijamos explorar tendrá un conjunto de relaciones y efectos en cascada en los otros niveles. Estas relaciones no serán fáciles de cuantificar o evaluar a través de una sola

disciplina, ni serán las solas disciplinas capaces de abarcar las dimensiones espaciales y temporales dentro de las cuales opera y cambia constantemente la biodiversidad.

En el proyecto presentado en este volumen financiado por el Ministerio Federal de Cooperación y Desarrollo Económico de Alemania (BMZ) hemos tratado de establecer un marco interdisciplinario y participativo que pueda simultáneamente ocuparse de los temas genéticos, ecológicos y socioeconómicos del uso de los bosques en Argentina y Brasil. En última instancia el objetivo fue trazar métodos y estrategias de conservación y uso sostenible de los RGS que garanticen la contribución actualmente en curso del sector silvícola a la subsistencia de las comunidades locales y a las economías nacionales.

Por ello analizamos los efectos de las actividades humanas como la extracción de productos silvícolas no madereros (PSNM) sobre los RGS, con el objeto de identificar directrices de ordenación que se puedan aplicar localmente y en cierto momento, esperamos, más ampliamente. En efecto, los datos obtenidos en los sitios de nuestra investigación indican que el uso sostenible de los PSNM puede desempeñar un papel para reducir los promedios de deforestación y por ende las pérdidas de biodiversidad. También comprobamos que la tenencia del uso de los recursos, la atribución de poderes a las comunidades locales y un buen gobierno fueron temas clave que espolearon el mantenimiento de la canopia silvícola en ambos países (Capítulos 6 y 8).

Las estrategias nativas de ordenación tienden a producir un uso sostenible de los PSNM en el caso en que una sola comunidad cohesionada tenga acceso exclusivo al recurso (Silva Matos y Bovi 2001). Sin embargo, fuimos estimulados por el hecho de que en situaciones socioeconómicas más complejas la acción colectiva, la fuerte organización social, el buen gobierno y la tenencia segura contribuyeron a alcanzar esta meta, como mostraron las comunidades de terrajadores de caucho en Brasil (Capítulo 8) y los mapuches en Argentina (Capítulo 6) respectivamente. No obstante en estos casos se requerirán estrictas penalidades y seguimiento para controlar los niveles de aprovechamiento y comercialización (Silva Matos y Bovi 2001).

Sin embargo el ampliamente sostenido argumento de que el 'aprovechamiento silvícola sostenible' es la opción preferida para la ordenación de los bosques tropicales ha sido recientemente criticado por personas que argumentan que no es necesariamente ni provechoso ni preferible del punto de vista ambiental al madereo convencional (Pearce et al. 2002). Sostienen que el foco del aprovechamiento silvícola sostenible debe desplazarse de la madera hacia valores no mercantiles, como los servicios ambientales, pero que el provecho de éstos debe superar al producido por los usos alternativos de la tierra y el costo de la ordenación, incluido el costo de impedir la entrada de colonos. Este argumento demuestra que hasta que no se atribuya el valor correcto a la biodiversidad silvícola y sus recursos genéticos fundamentales y se reconozca la importancia que tienen los RGS para los habitantes de los bosques, tanto los medios de vida de estas comunidades como la posibilidad de que usen los RGS seguirán siendo amenazados.

Por lo tanto apoyamos la idea de que las políticas de ordenación y uso sostenible de los bosques deben incluir provechos monetarios y no monetarios apropiados para las comunidades que viven en los bosques, que se deben seguir identificando los PSNM y estudiando su potencial económico y que los participantes involucrados en la ordenación y uso de los bosques deben estar completamente comprometidos en el proceso de toma de decisiones relevantes. También pensamos que para que esto sea eficaz la conservación de los RGS debe integrarse en el marco general de la ordenación silvícola sostenible.

Sin embargo en muchos países en desarrollo las condiciones mínimas que se necesitan para que esto ocurra han sido difíciles de coordinar, lo que significa que en el breve plazo la ordenación sostenible de los bosques parece tener menos probabilidades de constituirse en una opción viable de uso de la tierra (Hyde 1999). En efecto, en algunos casos el diseño y ejecución de sistemas regulatorios operativos parece ser prácticamente utópico, especialmente en países que carecen de los marcos políticos, administrativos y coercitivos en los cuales dichas políticas puedan ser desarrolladas y ejecutadas. Por lo tanto alentamos a la comunidad de donantes y las instituciones relevantes de investigación para que continúen uniéndose para pensar de manera estratégica acerca de cómo podemos colectivamente comprometer y dar una voz a las comunidades de habitantes de

los bosques basada en sus verdaderas necesidades. De igual importancia, necesitamos hallar modos de aumentar la probabilidad de que los responsables de políticas de los países de menores recursos puedan afrontar la conservación y el uso sostenible de los RGS en sus países.

Antes de que los esfuerzos regionales de conservación y uso sostenible puedan tener significación real se deben poner en acto programas nacionales de RGS apoyados por los responsables de políticas. El compromiso de éstos con la conservación de la diversidad genética silvícola solo puede aumentarse si tienen conciencia del potencial de los RGS para el desarrollo. El aumento del uso de los RGS en el marco de un uso sostenible conducirá a la conservación de los RGS, mejorará la estabilidad y predecibilidad en el uso de los recursos locales, logrará una mejor colaboración regional y acciones comunes de conservación para las especies prioritarias.

La importancia de estos temas debe ser mantenida a la vista de la opinión pública, y esa fue la razón para producir este libro.

Referencias

- Adams, W., R. Aveling, D. Brockington, B. Dickson, J. Elliott, J. Hutton, D. Roe, B. Vira and W. Wolmer. 2004. Biodiversity conservation and the eradication of poverty. *Science* 306:1146-1148.
- Brashares, J.S., P. Arcese, M.K. Sam, P.B. Coppolillo, A.R.E. Sinclair and A. Balmford. 2004. Bushmeat hunting, wildlife declines and fish supply in West Africa. *Science* 306:1180-1183.
- Hyde, W. 1999. Patterns of forest development. Lecture given at International Institute for Environment and Development, London, April 1999.
- Kemp, R.H. 1992. ITTO and the conservation of biological diversity. *In* *Conserving Biological Diversity in Managed Tropical Forests* (J.M. Blockhus, M. Dillenbeck, J.A. Sayer and P. Wege, eds.). IUCN (The World Conservation Union), Cambridge, UK.
- McNeely, J.A. and P.S. Watchel. 1988. *Soul of the Tiger*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Pearce, D., F.E. Putz and J.K. Vancly. 2001. Sustainable forestry in the tropics: panacea or folly? *For. Ecol. Manage.* 172:229-247.
- Pimentel D., M. McNair, L. Buck, M. Pimentel and J. Kamil. 1997. The value of forests to world food security. *Hum. Ecol.* 25(1):91-120.
- Redford, K.H. and B.D. Richter. 1999. Conservation of biodiversity in a world of use. *Conserv. Biol.* 13(6):1246-1256.
- Rose, S.K. and D. Chapman. 2002. Timber harvest adjacency economies, hunting, species protection and old growth value: seeking the dynamic optimum. *Ecol. Econ.* 44:325-344.
- Silva Matos, D.M. and M.L.A. Bovi. 2001. Understanding the threats to biological diversity in southeastern Brazil. *Biodivers. Conserv.* 11(10):1747-1758.
- Visser, M.B.H. 1992. Environmental ethics – a case for survival. Pp. 534-544 *in* *In Harmony with Nature* (S.K. Yap and S.W. Lee, eds.). Malayan Nature Society, Kuala Lumpur, Malaysia.

